



Démographie d'une espèce en déclin : coûts et bénéfices des différentes méthodes de suivi chez l'iguane des petites Antilles

Chloé Warret Rodrigues,
Baptiste Angin,
Aurélien Besnard.



Titre : Démographie d'une espèce en déclin : coûts et bénéfices des différentes méthodes de suivi chez l'iguane des petites Antilles

Auteurs : Chloé Warret Rodrigues, Baptiste Angin et Aurélien Besnard.

Date de rendu : Janvier 2023

Citation recommandée :

Warret Rodrigues C., Angin B., Besnard A., 2023. Démographie d'une espèce en déclin : coûts et bénéfices des différentes méthodes de suivi chez l'iguane des petites Antilles. Ardops Environnement – CEFE, 33p. + annexe.

Illustrations : toutes les photos sont des auteurs.

Table des matières

RÉSUMÉ	2
REMERCIEMENTS	3
INTRODUCTION	4
1. MÉTHODES	5
1.1. AIRES D'ÉTUDE	5
1.1.1. <i>Îlet Chancel</i>	5
1.1.2. <i>La Désirade</i>	6
1.1.3. <i>Petite Terre</i>	6
1.1.4. <i>Dominique</i>	7
1.1.5. <i>Saint-Eustache</i>	8
1.2. COLLECTE DES DONNÉES	9
1.2.1. <i>Îlet Chancel</i>	9
1.2.2. <i>La Désirade</i>	10
1.2.3. <i>Petite Terre : capture-marquage-recapture</i>	10
1.2.4. <i>Petite Terre : comptages répétés</i>	10
1.2.5. <i>La Dominique</i>	11
1.2.6. <i>Saint-Eustache</i>	11
1.3. ANALYSES DÉMOGRAPHIQUES	11
1.3.1. <i>Données de Capture-Marquage-Recapture</i>	11
1.3.2. <i>Données de comptages répétés</i>	15
1.3.3. <i>Comparaison des populations</i>	17
2. RÉSULTATS	17
2.1. <i>ÎLET CHANCEL</i>	17
2.2. <i>LA DÉSIRADE</i>	17
2.3. <i>DOMINIQUE</i>	18
2.4. <i>PETITE TERRE : CAPTURE-MARQUAGE-RECAPTURE</i>	18
2.5. <i>PETITE TERRE : COMPTAGES RÉPÉTÉS</i>	19
2.6. <i>SAINT-EUSTACHE</i>	19
2.7. <i>COMPARAISON DES POPULATIONS</i>	19
3. DISCUSSION	20
3.1. <i>ANALYSE DES TAUX DE SURVIE ET DE RECRUTEMENT</i>	20
3.2. <i>COMPARAISON DES MÉTHODES CMR ET CR</i>	22
3.3. <i>CRITÈRES DE CHOIX DES MÉTHODES DE SUIVIS</i>	23
3.4. <i>RECOMMANDATION POUR LES FUTURS SUIVIS</i>	27
REFERENCES	29
ANNEXES	34

Résumé

Contexte

L'iguane des petites Antilles (*Iguana delicatissima*) est classé en danger critique d'extinction par l'UICN. Le suivi des dernières populations viables est un enjeu majeur et s'inscrit dans les différents plans d'actions pour la conservation de l'espèce à l'échelle nationale ou internationale.

Nous avons sollicité nos partenaires travaillant sur l'espèce pour collecter et analyser l'ensemble des bases de données disponibles issues des suivis de populations sur l'aire de répartition de cette espèce. L'objectif est d'étudier les variations des paramètres démographiques entre ces populations mais également de montrer les coûts et bénéfices de chaque méthode de suivi.

Points clés

- Les méthodes de Captures Marquages Recaptures (CMR) sont idéales (précision, quantité d'information) mais plus coûteuses à maintenir sur le long-terme. Les méthodes de Comptages Répétés (CR) doivent être privilégiées si les moyens ne sont pas suffisants pour garantir une CMR sur le long-terme ou si la surface que l'on souhaite étudier est grande.
- Les avancées dans l'analyse statistique des données permettent aujourd'hui d'utiliser simultanément des données provenant de différentes méthodes de suivis pour combiner leurs avantages et ainsi obtenir des estimations plus précises qu'un CR simple, tout en maintenant un coût moins élevé qu'une CMR à long terme.
- Quelle que soit la méthode retenue, le protocole doit être planifié en amont du terrain, compris par l'ensemble des opérateurs et appliqué rigoureusement sur le long-terme.
- Les populations d'iguane des petites Antilles sont très menacées sur l'ensemble de son aire de répartition et les tendances sont à la baisse. Ce travail souligne l'importance d'une coopération internationale à l'échelle de son aire de répartition pour une intégration efficace et un partage des efforts de conservation de chaque population.

Remerciements

Nous remercions l'Office National des Forêts, la DEAL Guadeloupe, la Région Guadeloupe et l'Union Européenne au travers du programme FEDER pour le financement de cette étude.



Nous souhaitons également remercier l'ensemble des structures qui ont été en charge de la collecte des données pour chacun des territoires ainsi que l'ensemble des personnels salariés et des bénévoles de ces structures qui chaque année donnent de leur temps pour mener à bien ces projets :

Saint-Eustache : T. Cornwell, A. Mitchell de STENAPA
La Désirade : l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage et l'Association Le Gaïac
Petite Terre : l'Association Ti'tè et l'Association AEVA.
La Dominique : C. Knapp, L. Prince, A. James, le Shedd Aquarium et San Diego Zoo Wildlife Alliance.
L'îlet Chancel : l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, l'Association Le Carouge et le Parc Naturel Régional de la Martinique.

Introduction

L'iguane des petites Antilles (*Iguana delicatissima*) est un reptile endémique des petites Antilles. Il est classé en danger critique d'extinction sur la liste rouge mondiale de l'UICN avec un déclin de sa population mondiale d'au moins 70% depuis le 17^{ème} siècle (van den Burg et al., 2018). La principale menace pour l'espèce est l'hybridation avec l'iguane commun (*Iguana iguana*) (Breuil, 2013 ; Knapp et al., 2014 ; Vuillaume et al., 2015). Mais les prédateurs introduits et la dégradation de l'habitat participent également à fragiliser l'espèce.

Afin d'améliorer la conservation de l'espèce, des plans d'actions régionaux ont vu le jour depuis une quinzaine d'années, d'abord dans les Antilles françaises (Legouez, 2010 ; Angin, 2017), puis dans les îles du Nord (ANT/ATE/STENAPA, 2018), mais également à l'échelle de l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce (Knapp et al., 2014). Ces documents ont permis de mettre en place un certain nombre d'actions pour tenter de sauvegarder l'iguane des petites Antilles. Ainsi dans différentes îles des suivis de populations ont été réalisés afin de mieux connaître l'abondance ainsi que les paramètres démographiques des différentes populations. Après plus de dix ans de suivi dans certains territoires, l'Office National des Forêts (ONF), animateur du Plan National d'Actions sur les Antilles françaises a souhaité dresser un bilan des suivis existants. Ardops Environnement et le Centre d'Étude Fonctionnelle et Évolutive (CEFE) ont ainsi été missionnés par l'ONF pour 1) synthétiser les données existantes ; 2) estimer des paramètres démographiques pour chaque population, et 3) tenter de comparer les avantages et inconvénients des différents protocoles. Ce rapport fait le bilan de ce travail. En plus des données issues des suivis organisés sur les Antilles françaises, nous avons pu, grâce au réseau international de partenaires travaillant sur l'espèce, inclure dans notre analyse des jeux de données provenant de suivis réalisés sur des îles des Antilles non-françaises, qui viennent ainsi compléter et affiner nos connaissances sur la démographie de l'espèce.



1. Méthodes

Nous avons analysé des jeux de données de Saint Eustache, La Désirade, Petite Terre, La Dominique et l'îlet Chancel en Martinique. Les suivis de chacune de ces populations, bien que variant d'une île à l'autre, ont eu lieu pendant au moins trois ans. Nous présentons dans les paragraphes suivants les spécificités de chaque île et du jeu de données s'y afférant. L'ensemble des données des paragraphes suivants sont soit originales, soit issues des publications suivantes : Lorvelec et al., 2015 ; Knapp et al., 2016 ; Angin, 2019 ; Warret Rodrigues et al., 2021 ; van den Burg et al., 2022

1.1. Aires d'étude

1.1.1. Îlet Chancel

L'îlet Chancel est un petit îlet (0,7 km²) d'une altitude maximale de 68 m au large de la côte Est de la Martinique, dans la baie du Robert, et séparé de la côte par un chenal maritime de 300 m (Fig. 1). Sa végétation est caractérisée par des forêts arbustives et côtières xériques avec quelques parcelles de mangrove. Cinquante espèces végétales y ont été recensées, dominées par quatre espèces d'arbres: *Tabebuia heterophylla*, *Coccoloba uvifera*, *Haematoxylum campechianum* et *Hippomane mancinella* (Delnatte, 2020). Chancel est un îlet privé mais a été protégé par un arrêté de protection de biotope pris en 2005 pour favoriser la conservation de l'habitat de l'iguane des Petites Antilles (Arrêté n°53644). Le seul habitant à l'année de Chancel est son propriétaire, qui est favorable à la recherche et à la conservation de la biodiversité. Cependant, malgré le décret de protection, certaines menaces pèsent encore sur les habitats de Chancel. Deux petites parties de l'îlet restent ouvertes au tourisme, mais la taille totale des deux zones est limitée (< 5% de la surface totale de l'îlet), de sorte que les effets négatifs du tourisme sont probablement négligeables à l'échelle de la population d'iguanes. La menace la plus importante est probablement le troupeau de moutons qui se déplace librement sur l'îlet. Sa taille varie selon les années de 50 à 300 individus. Le troupeau génère une forte pression de pâturage qui a un impact négatif sur le sous-bois. Il empêche ainsi la régénération de la forêt et favorise l'érosion du sol.

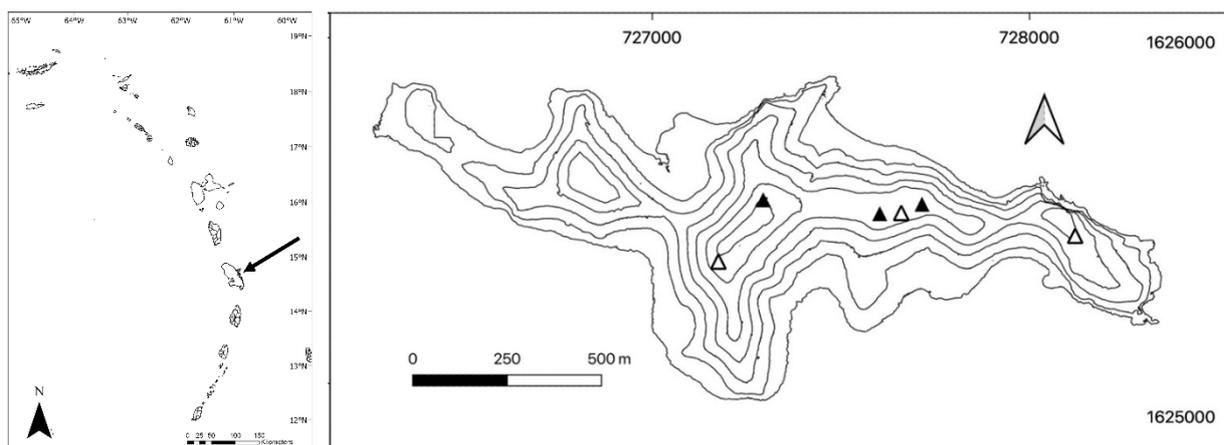


Figure 1. Localisation de l'Îlet Chancel dans les Petites Antilles (flèche noire, panneau de gauche), et carte de l'Îlet Chancel avec les sites de ponte majeurs (triangles noirs) et mineurs (triangles blancs). Adapté de Warret Rodrigues et al. (2021).

1.1.2. La Désirade

La Désirade est une île située à l'extrême Est de l'archipel Guadeloupéen (Fig 2). D'une superficie de 21km², elle s'étend sur 11 km de long et 2 km de large. C'est un plateau calcaire culminant à 275 m d'altitude avec une face Nord très abrupte bordée par des falaises et une face Sud moins pentue qui concentre les activités humaines. Les iguanes sont présents principalement le long de la côte Sud mais le protocole de suivi n'est mis en place que sur une petite zone d'étude à l'extrême Sud-Ouest de l'île. Cette zone couvre une superficie d'environ 10 hectares. C'est une pointe rocheuse recouverte en partie par des zones herbacées pâturées et par des fourrés bas xérophiiles composés de raisiniers bord de mer (*Coccoloba uvifera*) ou de mancenilliers (*Hippomane mancinella*). La zone abrite également une petite zone forestière de mancenillier sur la partie Ouest. Une grande partie de la zone est classée en forêt domaniale du littoral mais on note de nombreuses perturbations : défrichement, pâturage, chemin fréquenté par des véhicules motorisés, chiens divagants. La zone a également été fortement impactée par l'ouragan Maria en 2017 et elle a été utilisée comme site de stockage pour les sargasses pendant plusieurs années.

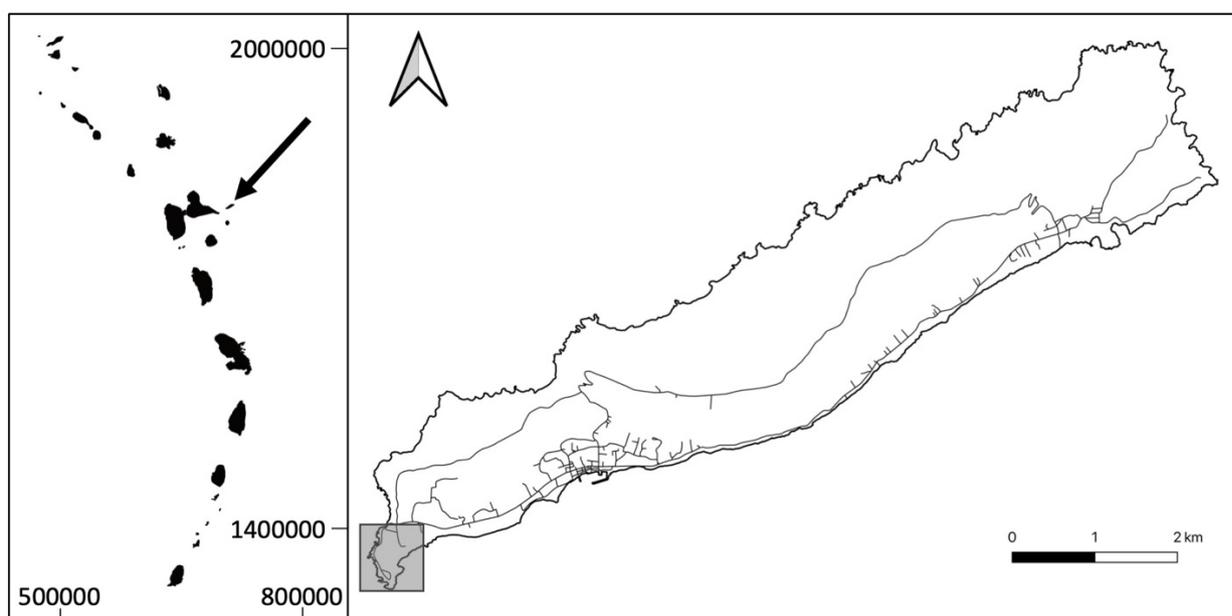


Figure 2. Localisation de l'Île de la Désirade dans les Petites Antilles (flèche noire, panneau de gauche), et carte de l'île de la Désirade avec la zone d'étude (rectangle gris).

1.1.3. Petite Terre

Les îles de la Petite Terre sont composées de deux petites îles couvrant 1.48 km² qui se trouvent à l'Est de l'archipel Guadeloupéen entre Marie-Galante et la Désirade (Fig. 3). Un chenal maritime étroit sépare Terre de Haut au Nord (0.31 km²) et Terre de Bas au Sud (1.17 km²). Ces deux îles calcaires qui culminent à seulement 8 m d'altitude, sont composées de végétation xérophiile dont les espèces dominantes sont *Tabebuia heterophylla*, *Coccoloba uvifera*, *Lantana involocrata* et *Hippomane mancinella*. On notera également la présence sur Terre de Bas de 4 salines bordées par des mangroves. Ces îles ont été classées en Arrêté de Protection de Biotope en 1994 (Arrêté n°94-1055) puis en réserve naturelle nationale en 1998 (décret n°98-801). Concernant les principales menaces pour l'iguane des petites Antilles sur ces îles, on peut noter l'arrivée possible d'iguanes communs avec les flux touristiques. Ces flux peuvent également amener des pathogènes dans la population. Les rats peuvent également impacter cette espèce en prédatant les nouveaux-nés et les œufs (Warret-Rodrigues et al., 2021). Enfin, les épisodes

climatiques extrêmes (ouragans, sécheresses, tsunamis) peuvent avoir des répercussions très fortes sur cette population isolée. En 2001, après un épisode de sécheresse particulièrement long, Breuil (2002) a retrouvé 300 cadavres d'iguanes sur une petite portion de l'île et estime à 3000 ou 4000 la mortalité réelle sur la réserve. Les données de CR ont été collectées sur des transects couvrant l'ensemble des deux îles, alors que les données CMR ont été collectées sur trois petites zones couvrant dix hectares : la première à l'Ouest de Terre de Haut, la seconde en arrière de la cocoteraie de Terre de Bas et la troisième au centre de Terre de Bas.

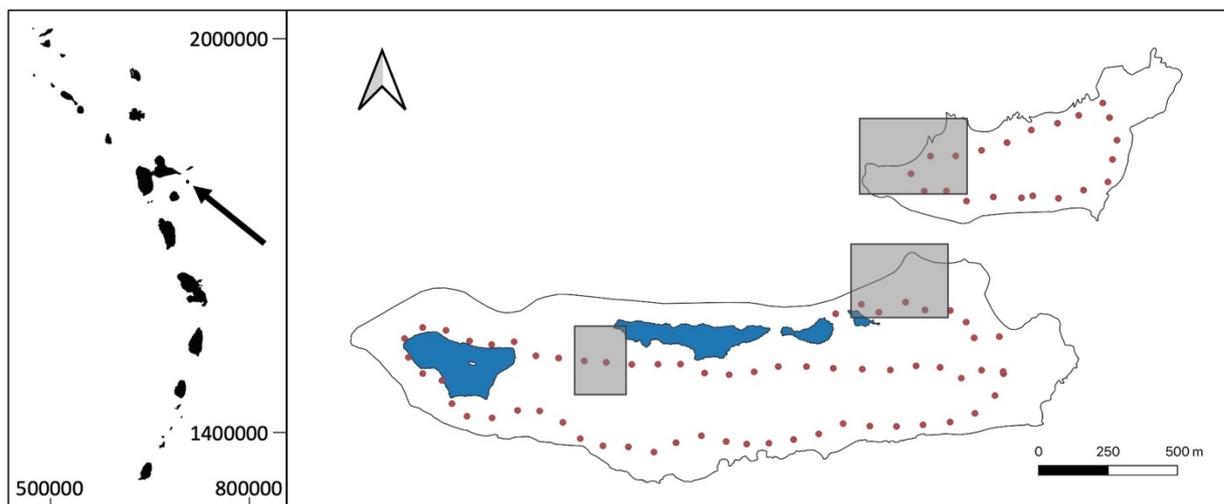


Figure 3. Localisation des Îles de la Petite Terre dans les Petites Antilles (flèche noire, panneau de gauche), et carte des îles avec les zones d'études des campagnes de capture-marquage-recapture (rectangles gris), les salines (polygones bleus) et les bornes de début et de fin des transects des comptages répétés (points rouges).

1.1.4. Dominique

La Dominique est une grande île située entre la Guadeloupe et la Martinique. Elle atteint une altitude maximale de 1447 m, et mesure 48 km sur 24 km. Les deux secteurs d'étude de Batali Beach ($15^{\circ}27'01.15''N$; $61^{\circ}26'49.92''W$) et Champagne Bay ($15^{\circ}14'48.20''N$, $61^{\circ}22'22.09''W$) sont deux sites de ponte collectifs sur la côte Ouest (Fig. 4). Sur cette côte, la végétation (essentiellement des boisements xérophiles) est principalement à feuilles caduques (les feuilles tombent pendant la saison sèche). Le climat se caractérise par des précipitations annuelles <2000 mm, et une saison particulièrement sèche s'étendant de février à mai (Knapp et al. 2016). Le site de Batali Beach est un talus côtier caribéen de 350 m de long situé au sud de la rivière Batali. Les iguanes femelles convergent vers la pente pendant la saison de nidification et concentrent la plupart de leurs activités dans une zone commune. Le site de nidification de Champagne Bay est un talus côtier caribéen de 350 m de long situé à côté de la réserve marine de Soufriere-Scott's Head. Les iguanes peuvent nicher le long de toute la pente et ne sont pas nécessairement concentrés sur un site commun.

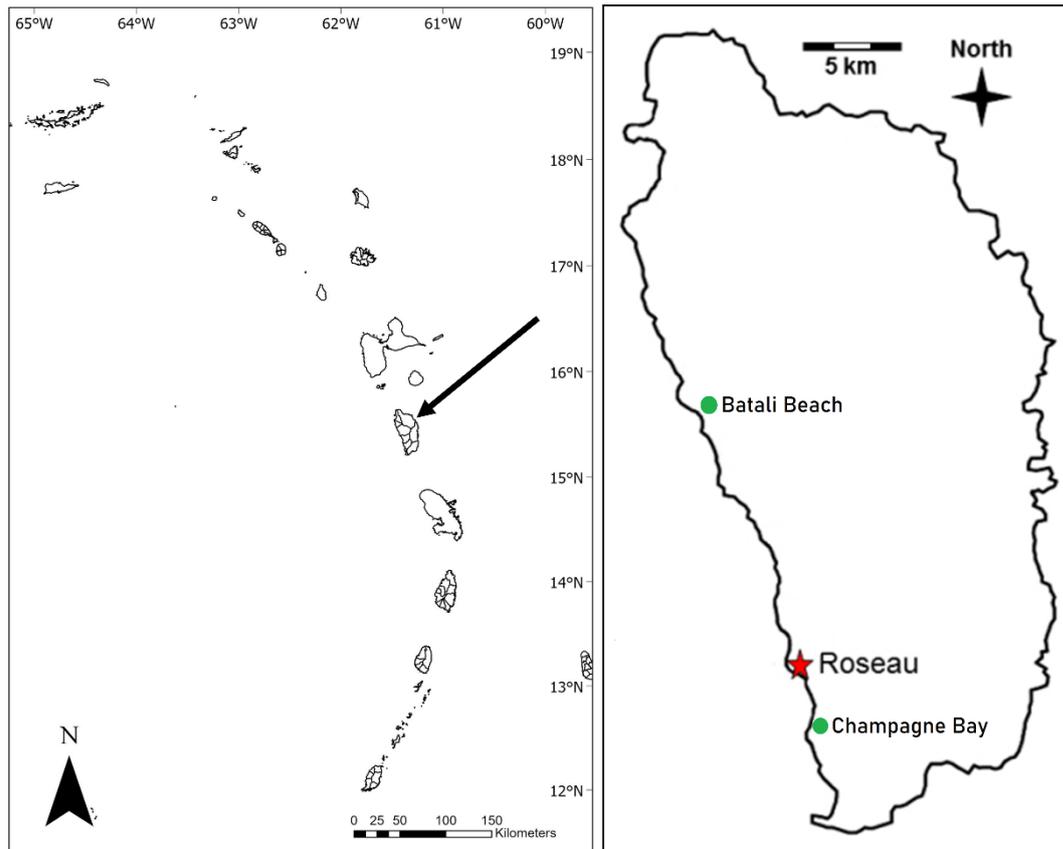


Figure 4. Localisation de la Dominique dans les Petites Antilles (flèche noire, panneau de gauche), et carte de la Dominique indiquant les deux principaux sites de ponte (cercles verts) où l'étude de capture-marquage-recapture a été réalisée. Adapté de Knapp et al. (2016).

1.1.5. Saint-Eustache.

Saint-Eustache est une petite île (21 km²) du nord des Petites Antilles, avec une altitude maximale de 604 m (Fig. 5). Cette île est caractérisée par une végétation xérophile, et la plupart de l'île a un climat de savane tropicale (De Freitas et al. 2012). La température moyenne varie entre 25°C pendant les mois les plus frais et 33°C pendant les mois les plus chauds. Les précipitations annuelles sont en moyenne de 1000 mm mais varient largement entre les mois, et le long d'un gradient d'altitude (les plus hautes altitudes reçoivent environ 2000 mm. (Rojer 1997)). La topographie de l'île est formée de deux zones montagneuses séparant une plaine de plus faible altitude, où se concentre la plupart des activités anthropiques (van den Burg et al. 2022). Les pratiques agricoles historiques constituaient la plus grande menace pour les habitats de Saint-Eustache. Grâce à d'importants efforts de conservation, les habitats naturels se sont partiellement rétablis, même si les menaces posées par les herbivores (caprins, ovins et bovins), l'érosion et les espèces envahissantes demeurent (van Andel et al., 2016).

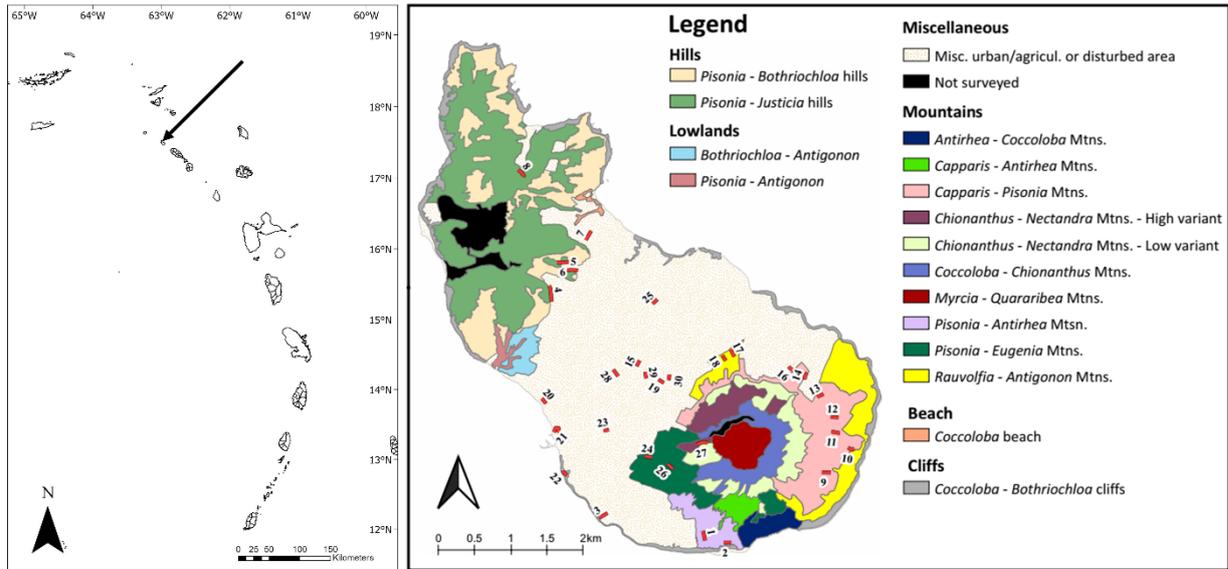


Figure 5. Emplacement de Saint-Eustache dans les Petites Antilles (flèche noire, panneau de gauche) et carte des habitats de Saint-Eustache avec les transects de suivi numérotés. Adapté de van den Burg et al. (2022).

1.2. Collecte des données

1.2.1. Îlet Chancel

Entre 2012 et 2021, des suivis de type marquage-recapture ont été faits annuellement à la fin du pic d'activité reproductive des mâles (c'est-à-dire 9 sessions primaires). Chaque session primaire était composée de cinq sessions secondaires (c'est-à-dire 5 jours consécutifs d'échantillonnage à raison de 7,5 heures par jour). La population a donc été échantillonnée au cours de 45 sessions secondaires. Les équipes de capture étaient composées de 10 à 12 personnes, dont au moins la moitié était compétente pour repérer, capturer et manipuler les iguanes. Les personnes sur le terrain étaient divisées en équipes de deux personnes (chaque personne inexpérimentée étant associée à une personne expérimentée). Pour assurer une couverture complète et uniforme de l'îlot, celui-ci a été divisé en cinq ou six zones qui étaient couvertes pendant une durée similaire. Les zones avec une couverture dense ou une forte densité d'iguanes étaient plus petites que les zones ouvertes ou celles avec peu d'iguanes. Le biais observateur a été réduit en assignant aléatoirement une équipe de deux personnes à une zone, au début de la période d'échantillonnage de cinq jours. Chaque équipe de deux personnes recherchait systématiquement les iguanes dans sa zone avant de passer à la zone suivante le jour suivant. Par conséquent, toutes les équipes ont eu l'occasion de fouiller chaque zone pendant un total de 7,5 heures. Les iguanes ont été capturés à la main ou à l'aide d'un nœud coulant. Ils ont été scannés pour vérifier s'ils portaient déjà un transpondeur ($11,5 \times 2,12$ mm ; 0,1 g, Trovan® Ltd., EID, USA): s'ils n'en avaient pas, un nouveau était inséré sur la face ventrale d'une des cuisses. Lors de la capture, nous identifions le sexe en fonction du dimorphisme sexuel visible de l'espèce (par exemple, la taille des pores fémoraux, les écailles élargies de la crête nucale-dorsale, ou le renflement bilatéral des hémipenis à la base de la queue chez les mâles; Knapp et al., 2014), nous enregistrons la longueur totale et la longueur du museau-cloaque (SVL), et la masse corporelle. Les membres expérimentés de l'équipe ont également évalué si les femelles étaient gravides en palpant doucement l'abdomen. Chaque individu a été classé comme adulte ($SVL > 22$ cm), subadulte ($18 \text{ cm} < SVL < 22 \text{ cm}$) ou juvénile ($SVL < 18$ cm) en fonction de critères morphologiques (par exemple, la couleur du corps juvénile est vert vif, avec des bandes blanches sur l'extrémité proximale de la mâchoire

inférieure : les individus s'assombrissent en vieillissant) et de la SVL (Knapp et al., 2014). A la fin des manipulations, les iguanes étaient relâchés à l'endroit exact de capture. Pour cette étude, les iguanes adultes et subadultes ont été considérés comme des "adultes". Afin d'éviter une recapture physique immédiate, avant le relâcher, chaque iguane, était marqué avec un code alphanumérique unique sur les deux côtés de son corps, à l'aide d'un marqueur à base d'eau. Ces marques n'ont aucun impact sur la santé des iguanes et s'effacent généralement rapidement après un suivi (Warret Rodrigues et Angin, obs. pers.).

1.2.2. La Désirade

Le protocole utilisé pour la Désirade était très proche de celui décrit dans le paragraphe précédent pour l'îlet Chancel. Nous détaillons donc ici uniquement les différences. Les manipulations étaient les mêmes, seule l'organisation changeait. La zone d'étude était divisée en six zones: trois étaient échantillonnées le matin et les trois autres l'après-midi, à chaque fois pendant 3h30. L'ordre des zones était inversé tous les jours: les zones échantillonnées le matin lors de la première journée étaient suivies l'après-midi au cours de la deuxième journée et ainsi de suite afin de palier de possibles biais temporels dans la distribution des iguanes. A l'inverse de l'îlet Chancel où les binômes s'occupaient à la fois de la capture et de la manipulation, sur la Désirade, une fois la capture réalisée, l'ensemble des manipulations étaient regroupées sur un même site. Chaque session durait sept heures soit de 8h00 à 11h30 puis de 13h30 à 17h00.

1.2.3. Petite Terre : capture-marquage-recapture

Sur Petite Terre, les seules différences avec le protocole utilisé sur Chancel étaient la durée des sessions qui était de sept heures (8h30-12h00 et 13h00-16h30), et le fait que les CMR ont commencé en 2015. Le reste de la méthodologie restait inchangée par rapport à celle décrite dans le paragraphe 1.2.1.

1.2.4. Petite Terre : comptages répétés

Des sentiers parcouraient les différents milieux des deux îles. Ils étaient balisés tous les 100 m par des cairns (tas de pierres) utilisés comme repères pour marquer le début et la fin de 81 transects. Le suivi par comptages répétés a été assuré par l'association AEVA entre 1995 et 2021. Les dénombrements étaient réalisés variablement pendant les saisons de ponte, reproduction et non-reproduction entre 1995 et 2003, année à partir de laquelle ils ont été effectués systématiquement en Mai. Ils n'étaient effectués que si la météo était favorable. Les dénombrements, sur Terre de Haut comme sur Terre de Bas, commençaient à 9h30. Chaque équipe se composait de deux observateurs munis de jumelles, chacun chargé de dénombrer les iguanes d'un côté, et un scribe qui marchait derrière eux, et qui notait les horaires, les nombres d'iguanes et les autres informations pertinentes (cadavres, juvéniles, activités de reproduction et d'alimentation). Chaque équipe effectuait son parcours très lentement (7 à 9 minutes pour une section de 100 m) et très discrètement, sans retour en arrière. L'effort d'observation était régulier et réparti équitablement sur les différentes bandes d'observation, sans oublier de scruter devant soi avant une fuite éventuelle des iguanes. Pour les zones éloignées, les iguanes étaient recherchés à la jumelle, sans passer trop de temps, pour respecter l'équivalence de l'effort de recherche dans les différentes bandes. L'estimation des distances, était faite perpendiculairement à l'axe de progression, et non à l'observateur. Seuls les iguanes adultes ou sub-adultes étaient dénombrés sur 4 bandes virtuelles de part et d'autre de l'axe de progression : 0 à 2 m, 2 à 5 m, 5 à 10 m, 10 m à l'infini (0 étant l'axe et non le bord du sentier).

1.2.5. La Dominique

Les suivis se sont déroulés durant deux saisons de terrain continues (avril à juin ; août à septembre), chaque année de 2007 à 2009, et d'avril à juin 2010. Les saisons de terrain d'avril à juin ont coïncidé avec les migrations des femelles vers les sites de ponte et l'activité de nidification, tandis que les saisons de terrain d'août à septembre ont coïncidé principalement avec l'émergence des éclosions. Les iguanes ont été capturés à l'aide d'un nœud coulant pour enregistrer les données morphométriques, notamment la longueur museau-cloaque (SVL), la longueur de la queue (TL; queues non cassées), la masse corporelle (BM), la largeur de la tête (HW) et la longueur maximale de l'épine dorsale. Les ruptures de queue ont été notées et le sexe a été déterminé par sondage cloacal. L'identification à long terme des iguanes a été faite avec une combinaison unique de perles de verre colorées de 4 mm fixées à travers leur crête dorsale (Rodda et al. 1988). Des transpondeurs ont également été injectés sous l'épiderme du côté droit, directement en avant du pelvis.

1.2.6. Saint-Eustache

Entre 2017 et 2019, des comptages répétés sur des transects ont été mis en place pour estimer l'occupation du site, la probabilité de détection et l'abondance de la population d'*I. delicatissima* (Royle & Nichols, 2003). Pour cela, un total de 54 transects a été placé sur l'île, chacun d'une longueur de 100 m, et des relevés visuels ont été faits jusqu'à 25 m de part et d'autre. Les relevés ont été effectués par au moins un observateur expérimenté, pendant les heures d'activité générale des iguanes (Pasachnik et al., 2002), et ont été limités aux jours non pluvieux. Les données collectées concernent : la date, la durée du suivi (min.), l'altitude (m), le nombre d'observateurs et le nombre d'iguanes observés. Les transects ont été faits entre une et 15 fois par an. Les transects comprenaient 47% des types d'habitats présents, représentant 78,3% de la surface de l'île. Plusieurs types d'habitats n'ont pas été étudiés en raison de restrictions d'accès ou de sécurité physique. En outre, la zone nord a été étudiée moins souvent que les autres habitats en raison de la logistique et de la difficulté d'accès à la zone, et étant donné qu'une société de transbordement de pétrole occupe 10-15% de la surface de l'île.

1.3. Analyses Démographiques

1.3.1. Données de Capture-Marquage-Recapture

Chancel, Désirade et Petite Terre, Antilles françaises. – Les trois jeux de données résultaient de protocoles de capture-marquage-recapture de type Robust Design, c'est-à-dire basés sur deux échelles temporelles d'échantillonnage emboîtées (à savoir l'année dite session primaire et les sessions intra- annuelles répétées dites sessions secondaires). Ces données peuvent permettre d'estimer simultanément la probabilité de survie inter-annuelle, les taux de recrutement, les probabilités de capture et de recapture par session secondaire et la taille de population annuelle (Pradel, 1996). Les suivis ont été organisés sur Chancel de 2012 à 2021, sur Désirade de 2012 à 2022 et sur Petite Terre de 2015 à 2022. Il manque une année dans chacun des trois jeux de données; les suivis n'ont pas pu être organisés en effet en 2013, 2020 et 2022 sur Désirade, Petite Terre et Chancel respectivement. Le jeu de données de Chancel a été analysé précédemment et a fait l'objet d'une publication internationale (Warret Rodrigues et al. 2021), mais nous avons ajouté une année de données supplémentaires (session de capture de cinq jours en 2021). Nous avons analysé les données de capture-marquage-recapture de Petite Terre, Désirade et Chancel à l'aide du logiciel gratuit R (R core Team 2021) et notamment avec le package RMark v. 3.0.0 (Laake 2013) en utilisant un modèle "Pradel Robust Design" (Pradel 1996). Nous avons pris en compte l'hétérogénéité de capture des individus en ajoutant un paramètre de mélange à deux niveaux qui classe les individus dans deux catégories de

probabilités de capture élevées et faibles, sans connaissance *a priori* c'est à dire de manière probabiliste (*mixture models*, Pledger 2000 ; Pledger et al. 2003).

Les tests de la qualité de l'ajustement (*Goodness-of-fit tests*, GOF) n'existent pas pour les données de type Robust Design. Nous avons donc effectué un test GOF conçu pour les modèles de Cormack-Jolly-Seber afin de détecter d'éventuels écarts aux hypothèses de ces modèles (White 2002; Pradel 1993; Pradel et al. 1997, 2003; Gimenez et al. 2018). Pour ce faire, nous avons fusionné toutes les données d'une année donnée pour produire un nouvel ensemble de données avec une seule session annuelle. Nous avons effectué le test GOF en utilisant le package R2U-care (Gimenez et al. 2018) dans R (R core Team 2021). Pour Chancel et Petite Terre, le test global et les tests 2CT, 3SR et 3Sm étaient tous significatifs, suggérant la présence d'hétérogénéité de capture. Pour la Désirade, le test global n'était pas significatif, mais le test 2CT sur les mâles était significatif indiquant une réponse comportementale à la capture pour ce groupe (*trap-dependence*). Nous avons traité ces sources de surdispersion, en comparant les modèles avec et sans hétérogénéité de capture en utilisant le critère d'information d'Akaike avec correction pour la petite taille de l'échantillon (AICc) (Hurvich et Tsai, 1989). Les modèles incluant l'hétérogénéité de capture ont systématiquement donné de meilleurs résultats pour tous les jeux de données, y compris la Désirade (nous considérons de fait que pour ce jeu de données, la prise en compte d'une hétérogénéité de capture gère de fait la trap-dépendance détectée sur les mâles).

Pour Chancel, les résultats du GOF correspondaient à ceux de Warret Rodrigues et al. (2021), nous avons donc seulement ajusté le meilleur modèle tel qu'estimé précédemment dans cette étude (Warret Rodrigues et al. 2021), et n'avons pas effectué de sélection de modèle. Pour Désirade, nous avons utilisé la même méthodologie de comparaison de modèles que dans Warret-Rodrigues et al. (2021), c'est-à-dire que nous avons utilisé un processus de sélection de modèles par étape descendante (*backward selection procedure*) (Tableau 1) et sélectionné le meilleur modèle pour expliquer les paramètres de démographie en utilisant le critère d'information d'Akaike avec correction pour une petite taille de l'échantillon (AICc) (Hurvich et Tsai 1989). Nous avons d'abord ajusté un modèle complet avec des variations annuelles et un effet du sexe sur la survie et le recrutement. Les probabilités de capture et de recapture ont été modélisées en tenant compte des variations annuelles, du sexe, et de l'hétérogénéité de capture en additif. Nous avons ensuite simplifié le modèle en nous basant sur l'AICc. Si deux modèles étaient séparés de moins de deux points AICc, nous avons nous avons sélectionné le modèle le plus parcimonieux. Nous avons simplifié les probabilités de capture et de recapture en éliminant d'abord l'effet du sexe, puis l'hétérogénéité, et enfin la variation annuelle. En utilisant notre meilleur modèle après modélisation de la capture et de la recapture, nous avons ensuite simplifié le recrutement en éliminant le sexe et la variation annuelle dans cet ordre, puis nous avons simplifié la probabilité de survie en suivant la même procédure. Sur Petite Terre, nous avons observé 11 individus qui se sont déplacés entre les zones A et B (ci-après "commuteurs"), c'est-à-dire les deux sites de capture de Terre de Bas; aucun iguane capturé ne s'est déplacé entre Terre de Bas (zone A ou B) et Terre de Haut (zone C). Ce nombre d'individus est trop faible pour justifier d'ajuster des modèles de type Robust Design multi-état qui utilisent beaucoup de paramètres et risquaient donc de renvoyer des estimations très peu précises. Nous avons donc comparé deux modèles classiques de Robust Design avec hétérogénéité— l'un excluant les commuteurs, l'autre dupliquant les commuteurs sur les deux sites où ils ont été capturés — avec un modèle multi-états non robust design, qui généralise le modèle CJS en permettant aux individus de passer d'un état à l'autre — ou ici, d'un site à l'autre (Kendall et Nichols 2002 ; White et al. 2006). Les modèles classiques de Robust Design ont donné des résultats extrêmement similaires, et le modèle multisite a estimé que la probabilité de transition entre les zones A et B était de 0 (probablement parce que seulement 0,5 % des individus s'étaient déplacés entre les zones). Nous décrivons et rapporterons donc uniquement

les résultats du modèle Robust Design excluant les commuteurs qui est celui devant présenter a priori le moins de biais. Nous avons utilisé une méthode de sélection de modèles similaire à celle de Warret Rodrigues et al. (2021) mais, en plus des effets du sexe, du temps et de l'hétérogénéité, nous avons permis à la probabilité de capture, à la survie et au recrutement de varier selon la zone. Nous avons d'abord simplifié les effets sur la probabilité de capture, en supprimant le sexe, la zone, l'hétérogénéité et le temps dans cet ordre. Ensuite, en utilisant le meilleur modèle résultant de la modélisation de la probabilité de capture, nous avons simplifié les effets sur la survie et le recrutement en supprimant le sexe, et nous avons considéré à la fois un effet additif (c'est-à-dire que nous avons permis au taux de recrutement et à la probabilité de survie de différer d'une zone à l'autre, mais de varier de manière similaire dans le temps quelle que soit la zone), et un effet d'interaction entre le temps et la zone sur le recrutement et la survie (c'est-à-dire que nous avons permis à la variation du taux de recrutement et de la probabilité de survie dans le temps de différer pour chaque zone). Nous avons ensuite éliminé l'effet zone et du temps dans cet ordre (tableau 2).

Batali Beach et Champagne Bay, Dominique. – Les deux ensembles de données consistaient en deux sessions de marquage-recapture primaires (*sensu* Robust Design) par an, l'une pendant la saison de ponte, la seconde pendant la saison des éclosions, ce qui donne un total de sept sessions primaires de captures entre 2007 et 2010. Cependant, les captures n'ont pas suivi un protocole de capture-marquage-recapture typique. Les sessions primaires durant les périodes de pic de ponte (avril à juin, ci-après appelées périodes de nidification) comprenaient de huit à 26 jours répartis sur 16 à 82 jours selon les années, alors que les sessions primaires durant les trois mois suivants (juillet à septembre lors de l'éclosion des œufs et ci-après appelées périodes de non-nidification) comprenaient toujours cinq jours répartis sur 11 à 22 jours (Knapp et al. 2016). L'iguane des Petites Antilles est une espèce longévive, nous avons donc considéré qu'il n'y avait pas de mortalité au sein de chaque session primaire, et donc que l'hypothèse de population fermée au sein des sessions primaires, nécessaire en Robust Design, était respectée. Nous avons analysé les deux jeux de données dominicains à l'aide du programme E-surge conçu pour adapter des modèles multi-événements et multi-états aux données de capture-marquage-recapture dans un cadre fréquentiste (Choquet et al. 2009). Ce logiciel applique des modèles de type chaînes de Markov cachées dans lesquels les différents états des individus ne sont pas directement observés (on parle alors d'événements d'observation et non d'état), mais où la transition entre ces états conditionne l'historique de capture observé (Pradel 2005). Les modèles multi-événements sont conditionnels à la première capture et sont caractérisés par des probabilités d'état initial (π , y compris l'état inconnu), des probabilités de transition entre les états (ϕ , y compris la survie et le recrutement) qui sont conditionnelles à l'état lors de la capture précédente, la probabilité de recapture et la probabilité d'événement observé (i.e., dans le modèle la probabilité de capture est estimée sachant l'état).

Ici, nous avons défini 13 sessions de capture, chacune durant trois mois ; quatre sessions ont eu lieu pendant la saison de nidification (y compris la première occasion de capture), trois ont eu lieu en dehors de la saison de nidification (ci-après la saison de non-nidification), et six ont été forcées à 0 puisque les suivis n'ont pas eu lieu (Tableau S1). Nous avons exclu les juvéniles car leur probabilité de capture et de survie est substantiellement plus faible que celle des adultes chez les reptiles en général (Forcada and Aguilar 2000; O'Brien et al. 2005; Arsovski et al. 2018) et les inclure pourrait fortement biaiser les estimations en ajoutant de l'hétérogénéité de capture et de survie. De plus, l'iguane des Petites Antilles est une espèce longévive, donc la dynamique de ses populations est principalement déterminée par la probabilité de survie des adultes. Beaucoup d'iguanes migrent depuis le site où ils vivent pour venir sur les sites de ponte, principalement des femelles, mais aussi certains mâles. Ces animaux qui ont convergé vers le site de ponte retournent sur leur site de résidence habituel quand la ponte se finit (Knapp et al. 2016). Nous

avons donc défini quatre états: "résidents (R)", "non-résident" (NR) dans l'aire d'étude (NRin) ou hors de l'aire d'étude (NRout), et "mort" (dead; D) avec une certaine probabilité mais cette information n'est pas disponible lors de l'observation des individus par les observateurs sur le terrain. La structure du modèle ainsi développé permet d'estimer les paramètres de survie des résidents, des non-résidents ainsi que la proportion d'individus dans chaque état lors de la première capture en utilisant l'information que les Non-résidents sortent de la zone d'étude après la période de ponte et reviennent juste avant, contrairement aux résidents. Pour l'étape d'observation initiale (la première occasion de capture), les individus peuvent être dans les quatre états suivants: "résident" (R), "non-résident dans la zone d'étude" (NRin), et "non-résident hors de la zone d'étude" (NRout)", mort" (D) avec une probabilité initiale (c'est-à-dire la probabilité qu'un individu nouvellement capturé appartienne à un état donné):

$$\delta = \begin{bmatrix} R & NRin & NRout \\ \pi & 1 - \pi & 0 \end{bmatrix}$$

Où π est la probabilité qu'un individu soit résident, et $1 - \pi$ la probabilité qu'il soit non-résident (ici NRin puisqu'il est observé), et la probabilité d'être NRout est évidemment de 0. La probabilité d'être Mort (D) n'est pas indiquée puisqu'il est entendu qu'elle est forcément à 0. L'état de résidence est inconnu lorsqu'un individu est observé pendant la saison de nidification, mais la proportion de résidents peut être modélisée car nous avons supposé que les non-résidents ne peuvent pas être observés sur le site d'étude en dehors de la saison de nidification. Nous avons modélisé la probabilité de survie individuelle en regroupant les iguanes par état:

$$S = \begin{bmatrix} \phi_R & 0 & 0 & 1 - \phi_R \\ 0 & \phi_{NRin} & 0 & 1 - \phi_{NRin} \\ 0 & 0 & \phi_{NRout} & 1 - \phi_{NRout} \\ 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix}$$

Où ϕ_R est la probabilité de survie des résidents, et ϕ_{NRin} et ϕ_{NRout} la probabilité de survie des non-résidents (à la fois ceux qui entrent et ceux qui sortent). La survie a été estimée entre les trimestres; pour les résidents cette survie pouvait varier entre les trimestres de capture, et nous avons forcé cette survie à être identique entre les trimestre d'une même année pour les non-résidents, puisqu'ils ne peuvent être capturés que le trimestre de la ponte, une fois par an (nous ne pouvons donc pas estimer les variations de survie intra-annuelles). Nous avons ensuite forcé les non-résidents à sortir du site d'étude après les saisons de nidification, et à entrer dans le site d'étude entre les saisons de non-nidification et de nidification, à condition qu'ils aient survécu entre la saison t et la saison $t+1$. La probabilité de la transition dans et hors du site d'étude a donc été modélisée comme suit:

$$\Gamma = \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1 - \varphi_{in/out} & \varphi_{in/out} & 0 \\ 0 & \varphi_{out/in} & 1 - \varphi_{out/in} & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix}$$

où $\varphi_{in/out}$ étant la probabilité pour un non-résident d'être hors du site de nidification s'il était dedans pendant la saison précédente, et $\varphi_{out/in}$ étant la probabilité qu'un non-résident entre dans un site de nidification s'il était hors pendant la saison de nidification précédente. Nous avons forcé les paramètres de transition $\varphi_{in/out}$ à 1 et $\varphi_{out/in}$ à 0 entre les trimestres N et NN , i.e., un individu NR ne pouvait pas entrer sur le site de ponte en période NN et devait obligatoirement en sortir si présent à la fin de la période N . Pour tous les trimestres sans suivi, nous avons défini une probabilité de capture de 0, et pendant les saisons de non-nidification la probabilité d'être résident était de 1. Les matrices d'observations au temps t étant donné l'état des iguanes au temps t ont donc été définies comme suit:

$$\Omega = \begin{bmatrix} 1 - p_R & p_R \\ 1 - p_{NRin} & p_{NRin} \\ 1 & 0 \\ 1 & 0 \end{bmatrix}$$

Avec p_R la probabilité d'être capturé pour les résidents et p_{NRin} la probabilité de capture pour les résidents dans la zone d'étude (la probabilité d'observation des morts et NR_{out} est de 0).

Nous avons ensuite ajusté 15 modèles pour chaque site, en testant les interactions entre le sexe et le temps sur les paramètres démographiques et avons simplifié les modèles comme indiqué précédemment en utilisant le critère d'information d'Akaike (Burnham et Anderson 2002). Si les modèles étaient séparés de moins de deux points d'AIC, nous avons sélectionné le plus parcimonieux (tableaux 3 et 4). Nous avons d'abord ajusté un modèle complet avec des variations trimestrielles qui pouvait être différentes pour R et NR, et un effet du sexe sur la survie. Les probabilités de capture et de recapture ont été modélisées en tenant compte des variations annuelles, du sexe, et elles pouvaient être différentes pour chaque trimestre et différentes entre les R et les NR. Nous avons ensuite simplifié les probabilités de capture et de recapture en éliminant l'effet du sexe d'abord sur les NR puis sur les R, et en autorisant une variation annuelle plutôt que par session. En utilisant notre meilleur modèle après modélisation de la capture et de la recapture, nous avons ensuite simplifié la survie en éliminant la variation annuelle sur la survie des NR, puis l'effet sexe d'abord sur les NR puis sur les R, puis la variation annuelle pour les R. La survie a ensuite été modélisée constante dans le temps, d'abord différente pour R et NR avec un effet en interaction du sexe, puis un effet additif du sexe, puis identique pour R et NR, mais avec un effet du sexe. Enfin, nous avons modélisé la survie en la gardant constante et identique pour tous les individus.

1.3.2. Données de comptages répétés

Nous avons récupéré deux jeux de données de collaborateurs à Saint-Eustache résultant d'un protocole de *distance sampling* et d'un protocole de *site occupancy*. Nous avons également récupéré le jeu de données à long terme de *distance sampling* recueillies par l'organisation à but non lucratif AEVA entre 1995 et 2021 (Barré et al. 1997) sur Petite Terre. Nous avons analysé ces trois jeux de données à l'aide de modèles de N-mixture dynamiques (Dail et Madsen 2011). Royle (2004) a développé les modèles de N-mixture pour estimer simultanément l'abondance sur un ensemble de sites et la probabilité de détection des individus à partir de comptages répétés dans l'espace et dans le temps lorsque la probabilité de détection est inconnue. Dail et Madsen (2011) ont étendu le modèle de Royle en permettant aux abondances locales de varier dans le temps. Dans les populations ouvertes, ce modèle permet donc d'estimer la survie apparente (c'est-à-dire le nombre d'animaux qui survivent et restent sur les sites étudiés entre t et $t+1$), ainsi que le recrutement local entre les occasions t et $t+1$ à un site donné. Nous avons ajustés les modèles de N-mixture dynamiques à l'aide du package `unmarked` v. 1.2.5 (Fiske and Chandler 2011) dans le logiciel R (R core Team 2021).

Petite Terre. – La collecte du jeu de données de Petite Terre a suivi un plan de comptage répété plus typique, la plupart des transects étant suivis deux fois par an. Cependant, pendant deux ans, les transects ont été étudiés trois fois, et pendant trois ans, les transects ont été étudiés une seule fois. Aucun suivi n'a eu lieu en 1997, 1999, 2000, 2015, 2016, 2020, et entre 2004 et 2010. En outre, entre 1996 et 2010, un maximum de 18 transects sur 81 ont été étudiés. Par conséquent, la proportion de données manquantes s'élevait à 0,84 de 1995 à 2009, 0,44 de 2010 à 2021, et 0,66 sur l'ensemble des données. Le mois du suivi a varié d'une année à l'autre jusqu'en 2010 (ciblant les périodes de non-reproduction, de reproduction et de nidification), ce qui pourrait introduire un biais important dans les estimations des paramètres démographiques, mais à partir de 2010, les suivis ont été systématiquement réalisées en mai (c'est-à-dire un mois

avant le pic de ponte). Nous avons donc décidé d'exclure toutes les années avant 2010, afin d'améliorer l'homogénéité des données. Nous avons analysé 81 transects sur 12 ans entre 2010 et 2021 (après avoir ajouté des "années vides" pour tenir compte de 2015, 2016 et 2020).

L'effort de suivi était constant, et l'habitat était enregistré séparément pour chaque moitié de transect pendant chaque suivi, afin de tenir compte des variations de probabilité de détection des iguanes par habitat ou au fil du temps; chaque demi-transect était donc entré individuellement dans la base de données brutes, et le type d'habitat pouvait varier entre les années. La visibilité étant différente dans chaque habitat, nous avons recodé chaque habitat selon un indice de visibilité allant de 1 (très mauvaise; e.g. des fourrés) à 4 (très bonne; e.g. herbes rases). Nous avons résumé les données de chaque transect en additionnant tous les iguanes repérés par demi-transect, et en prenant la moyenne de l'indice de visibilité des demi-transect.

Nous avons ensuite ajusté 11 modèles en considérant les covariables suivantes: l'indice de visibilité et l'année comme covariables de l'année, et l'îlet comme covariable du site. Du fait du temps très long de convergence de certains modèles (>16h), nous n'avons pas ajusté les différents paramètres de façon séquentielle, mais avons construit des modèles que nous jugeons pertinents d'un point de vue écologique, et avons ajusté ces 11 modèles en parallèle. Le détail de l'attribution des variables à chaque paramètre est disponible dans la table 6. Comme pour les autres analyses, nous avons sélectionné le meilleur modèle en utilisant l'AIC, et si les modèles étaient séparés de moins de deux points d' AICc, nous avons sélectionné le plus parcimonieux (tableau 6).

Pour toutes les analyses dans R, l'AICc était obtenu avec le package AICcmodavg v. 2.3.1 (Mazerolle 2020).

Saint-Eustache. – Le jeu de données de Saint-Eustache n'a pas suivi un protocole typique de comptage répété pour du N-mixture dynamique. Les comptages ont été effectués à différents moments du cycle de reproduction des iguanes chaque année entre 2017 et 2019, et le nombre d'observateurs et nombre de suivis était fortement variables entre les années et les transects. En 2017, la période d'accouplement a été ciblée avec un à six comptages par transect. En 2018, les périodes de nidification et de non-nidification ont été ciblées avec un à six comptages par transect. En 2019, 17 transects ont été suivis une fois pendant la période d'accouplement. Trois autres sessions ont été réalisées en 2022 pour 34 transects pendant la période de nidification (voir tableau S1). Au total, 54 transects ont été suivis entre une et 15 fois au cours des quatre années. Lors des relevés, le nombre d'observateurs a varié entre un et six, mais l'effort moyen par année était relativement proche (2017: 2,4 [1-6], 2018: 1,9 [1-4], 2022: 1,6 [1-3] observateurs). Le fait de cibler chaque année différentes périodes du cycle de reproduction peut générer une forte hétérogénéité des abondances et de détection (e.g., Crespin et al. 2008). Pour réduire ce biais, nous avons donc exclu les relevés effectués en période de non-reproduction en 2018. Nous avons également exclu 2019, puisque les comptages n'ont pas été répétés cette année-là. Nous avons enfin exclu les transects qui n'ont été relevés qu'une seule année. Nous avons donc analysé les données de 28 transects suivis en 2017, 2018 et 2022. Nous avons pris en compte les covariables suivantes: l'altitude et les catégories d'habitat (De Freitas et al. 2012 ; van den Burg et al. 2022) sur l'abondance par site, le nombre d'observateurs et le mois comme covariables sur la probabilité de détection des individus, et l'année comme covariable sur la probabilité de survie et le recrutement.

Nous avons d'abord vérifié la pertinence d'utiliser une distribution de Poisson avec une inflation de zéro plutôt qu'une distribution de Poisson, puisque les rencontres étaient relativement rares par rapport aux autres sites. Il n'y avait pas assez de données pour partir d'un modèle complet avec l'ensemble des covariables sur chaque paramètre. Nous avons donc modélisé chaque paramètre de manière séquentielle. Pour passer au paramètre suivant, nous avons gardé les

variables associées au modèle avec le plus faible AICc, et si des modèles séparés de moins de deux points d'AICc, nous avons sélectionné le plus parcimonieux. Nous avons commencé par modéliser la probabilité de détection, puis la survie apparente, le recrutement et l'abondance initiale dans cet ordre. Nous avons commencé par ajouter les effets de l'effort, de l'habitat et de l'année sur la probabilité de détection, tout en gardant les autres paramètres constants et avons simplifié séquentiellement en supprimant l'habitat, l'effort et l'année dans cet ordre. Nous avons ensuite permis à la probabilité de survie de varier avec l'altitude, l'habitat et entre les années, et simplifié en supprimant l'habitat, l'altitude et l'année dans cet ordre ; nous avons répété la même procédure pour modéliser le recrutement. Enfin, nous avons testé si l'abondance initiale était affectée par l'altitude et l'habitat, et simplifié en supprimant d'abord l'habitat, puis l'altitude.

Nous avons ainsi ajusté 13 modèles, et sélectionné le meilleur modèle en utilisant le critère d'information d'Akaike (Burnham et Anderson 2002). Si les modèles présentaient des AICs proches ($\Delta AIC < 2$), nous avons sélectionné le plus parcimonieux (tableau 5).

1.3.3. Comparaison des populations

Nous avons produit une estimation générale de la survie et du recrutement qui serait plus facilement comparable entre les îles. C'est-à-dire que pour chaque ensemble de données où le meilleur modèle incluait des covariables affectant la survie ou le recrutement, nous avons ainsi ajusté de nouveaux modèles avec une probabilité de survie et un recrutement constant et une probabilité de capture modélisée selon les meilleurs modèles tels qu'estimés avec la procédure AICc décrite ci-dessus. Enfin, pour les ensembles de données capture-recapture des Antilles françaises seulement, nous avons ajusté une dernière série de modèles qui n'incluaient qu'un effet temporel sur le recrutement et la probabilité de survie et les covariables du meilleur modèle pour la probabilité de capture (Fig. A3 et A4).

2. Résultats

2.1. Îlet Chancel

Entre 2012 et 2021, le nombre total d'adultes capturés au moins une fois s'élève à 1 175 (620 femelles et 555 mâles) pour un total de 3 535 événements de capture. Le GOF général était très significatif ($\chi^2 = 231.73$, $df=58$, $p < 0.001$), dû à de la transience ($\chi^2 = 106.26$, $df=8$, $p < 0.001$) et de la trap-dépendance ($\chi^2 = 39.54$, $df=7$, $p < 0.001$). Seuls 0,09 [IC95%: 0,05 – 0,18] de ces individus appartenaient au groupe à haute capturabilité, avec une probabilité de capture par session secondaire allant de 0,17 [IC95%: 0,10 – 0,27] à 0,34 [IC95%: 0,26 – 0,43] selon les sessions. La probabilité de capture par session du reste de la population variait de 0,04 [IC95%: 0,02 – 0,06] à 0,09 [IC95%: 0,07 – 0,11]. La probabilité de survie était de 0,85 [CI95%: 0,84 – 0,86], tandis que le taux de recrutement variait fortement d'une année à l'autre, allant de 0 à 0,22 [CI95%: 0 – 0,35] (à l'exclusion du premier intervalle qui est probablement biaisé en raison du faible nombre d'individus marqués)(Fig. A3 et A4). Nous avons estimé que l'abondance de la population a d'abord augmenté entre 2012 et 2014 passant de 749 individus [IC95%: 627 – 902] à 1028 [IC95%: 905 – 1178], puis a continuellement décliné par la suite jusqu'à 550 individus [IC95%: 463 – 666] en 2021.

2.2. La Désirade

Sur les 10 ans de suivi, le nombre total d'adultes capturés au moins une fois s'élevait à 932 (714 femelles et 218 mâles) pour un total de 3 073 événements de capture. Le meilleur modèle incluait de l'hétérogénéité et l'effet du sexe sur la capture, une survie variant entre années, et un recrutement variant entre sexe et entre année. Sur les 932 individus, 0,11 [IC95%: 0,07 –

0,15] appartenait au groupe à haute capturabilité. La probabilité de capture par session secondaire des femelles hautement capturables variait de 0,50 [CI95%: 0,38 – 0,61] à 0,68 [CI95%: 0,60 – 0,75], tandis que ce paramètre variait de 0,12 [CI95%: 0,09 – 0,17] à 0,23 [CI 0,19 – 0,26] pour les femelles faiblement capturables; pour les mâles hautement capturables, il variait de 0,41 [CI95%: 0,30 – 0,52] à 0,60 [CI95%: 0,52 – 0,67], et de 0,09 [CI95%: 0,06 – 0,13] à 0,17 [CI95%: 0,14 – 0,21] pour les mâles faiblement capturables. La probabilité de survie variait selon les années et s'échelonnait de 0,52 [IC95%: 0,44 – 0,60] entre 2017 et 2018, à 0,78 [IC95%: 0,69 – 0,85] entre 2015 et 2016. Enfin, sur la Désirade, le taux de recrutement allait de 0,16 [IC95%: 0,10 – 0,26] en 2017–2018 à 0,33 [IC95%: 0,18 – 0,51] en 2021–2022 pour les femelles, et de 0,08 [IC95%: 0,04 – 0,14] en 2017–2018 à 0,18 [IC95%: 0,09 – 0,33] en 2021–2022 pour les mâles. En excluant la première année, possiblement biaisée à cause d'un nombre très bas d'individus marqués, nous avons estimé que l'abondance locale sur la pointe des Colibris a décliné de 471 individus [IC95%: 430 – 529] en 2014 à 186 [IC95%: 148 – 256] en 2022.

2.3. Dominique.

Un total de 517 adultes ont été capturés sur Batali sur les 7 sessions de capture entre 2007 et 2010. Pour Batali, le meilleur modèle a retenu un effet du sexe sur l'état initial et la survie, et la probabilité de capture différait entre résidents et non-résidents et variait dans le temps. La probabilité pendant la saison de nidification d'être observé comme résident était de 0,17 [CI95%: 0,07 – 0,35] pour les mâles et de 0,51 [CI95%: 0,21 – 0,80] pour les femelles. La probabilité de capture des résidents allait de 0,08 [CI95%: 0,03–0,20] à 0,32 [CI95%: 0,17 – 0,51] pendant les périodes de non-nidification, et de 0,57 [CI95%: 0,39 – 0,73] à 0,69 [CI95%: 0,55 – 0,81] pendant les périodes de nidification, tandis que la probabilité de capture des non-résidents allait de 0,14 [CI95%: 0,05 – 0,35] à 0,22 [CI95%: 0,09 – 0,44]. La probabilité de survie annuelle était de 0,62 [CI95%: 0,41 – 0,78] chez les femelles et de 0,80 [CI95%: 0,65–0,89] chez les mâles quel que soit leur statut.

Sur Champagne Bay, 190 adultes ont été capturés sur les 7 sessions de capture entre 2007 et 2010. Pour Champagne Bay, le meilleur modèle indiquait une survie constante quel que soit l'état de résidence ou le sexe des individus, et une probabilité de capture différente pour les Résidents qui variait chaque année en saison de ponte (N), et était constante en saison d'éclosion (NN). La survie était de 0,83 [CI95%: 0,73 – 0,90], sans différence entre les sexes ou le statut de résidence. La probabilité de capture pour les résidents variait entre 0,26 [CI95%: 0,13 – 0,46] et 0,76 [CI95%: 0,20 – 0,98] pendant la saison de nidification, et était à 0,12 [CI95%: 0,02 – 0,45] pour toutes les saisons de non-nidification. Les informations fournies par l'ensemble des données ont permis d'estimer la probabilité d'être observé en tant que résident pendant les saisons de nidification à 0,65 mais avec un IC très large [IC95%: 0,16 – 1,00].

2.4. Petite Terre : capture-marquage-recapture.

Sur 7 ans, le nombre total d'adultes capturés au moins une fois s'élevait à 2 226 (1 337 femelles et 889 mâles) pour un total de 5 692 événements de capture. Le meilleur modèle incluait de l'hétérogénéité et un effet temps sur la capture, une survie qui variait entre les années et différait selon la zone et le sexe, et un taux de recrutement dont les variations annuelles différaient entre zones. Parmi les individus capturés, 0,17 appartenait au groupe à haute capturabilité [CI95%: 0,13 – 0,22], avec une probabilité de capture par session secondaire allant de 0,34 [CI95%: 0,29 – 0,40] à 0,48 [CI95%: 0,41 – 0,55]. La probabilité de capture par session du reste de la population variait de 0,08 [CI95%: 0,06 – 0,09] à 0,13 [CI95%: 0,10 – 0,16]. La probabilité de survie allait de 0,43 [CI95%: 0,35 – 0,52] (zone B, Terre de Bas) à 0,88 [CI95%: 0,84 – 0,91]

(Terre de Haut) pour les femelles, et de 0,52 [CI95%: 0,44 – 0,60] (zone B, Terre de Bas) à 0,91 [CI95%: 0,88 – 0,94] (Terre de Haut) pour les mâles (voir les résultats détaillés dans Table 7). Les variations du taux de recrutement allaient de 0,08 [CI95%: 0,01 – 0,34] à 0,50 [CI95%: 0,31 – 0,69] dans la zone A (Terre de Bas), de 0,17 [CI95%: 0,10 – 0,28] à 0,57 [CI95%: 0,37 – 0,75] dans la zone B (Terre de Bas), et le modèle a eu des difficultés à estimer le recrutement pour la zone C (Terre de Haut), mais pour les deux années estimées il était à 0,13 [CI95%: 0,06 – 0,27] et 0,10 [CI95%: 0,06 – 0,16] (voir les résultats détaillés dans le tableau 8). Pour les autres années, il a été estimé à 0,00 [CI95%: 0,00 – 0,00] (2015-2016, 2016-2017), 0,00 [CI95%: 0,00 – 1,00] (2021-2022), et 0,20 [CI95%: 0,00 – 0,56] (2018-2019). En excluant la première année, possiblement biaisée à cause d'un nombre très bas d'individus marqués, nous avons estimé que les abondances des populations de Petite Terre sont restées globalement constantes entre 2016 et 2019 variant de 1090 individus [CI95%: 982 - 1221] en 2017 à 1316 [CI95%: 1172 - 1493] en 2016. L'abondance a augmenté entre 2019 et 2021 passant de 1154 individus [CI95%: 1035 – 1299] à 1496 [CI95%: 1320 – 1711], puis a décliné à 1236 individus [CI95%: 1077 – 1442] en 2022. Ces estimations proviennent du modèle général tel que paramétré dans le but de comparer les différentes populations; le détail des effectifs par zone, par année et par sexe tel qu'estimé par le modèle complet est donné dans la table S3.

2.5. Petite Terre : comptages répétés.

Les meilleurs modèles étaient trop complexes, compte tenu de nos données, pour estimer correctement tous les paramètres. Nous fournissons donc des résultats pour le meilleur modèle (c'est-à-dire basé sur l'AICc) pour lesquels tous les paramètres sont bien estimés. Ce modèle incluait un effet de l'année sur la détection, un recrutement et une survie variant par îlet, et une abondance initiale constante. L'abondance moyenne initiale estimée par transect était de 39 iguanes [CI95%: 36 – 42]. La survie apparente était de 0,90 [CI95%: 0,89 – 0,92] sur Terre de Bas et de 0,87 [CI95%: 0,82 – 0,90] sur Terre de Haut. Le recrutement par transect par an était de 4,02 [CI95%: 3,40 – 4,75] sur terre de Bas et de 0,38 [CI95%: 0,10 – 1,46] sur Terre de Haut. Enfin, la probabilité de détection variait de 0,28 [CI95%: 0,26 – 0,30] en 2013 à 0,49 [CI95%: 0,46 – 0,52] en 2019.

2.6. Saint-Eustache.

Trois modèles avaient un score d'AICc très proches: tous les paramètres constants avec une distribution de Poisson ou de Poisson inflation zéro, et un modèle de Poisson avec un effet de l'année sur la probabilité de détection (tableau 5). Parmi ces trois modèles, le plus parcimonieux avait tous les paramètres constants et une distribution de Poisson; nous fournissons des résultats pour ce modèle uniquement, bien que nous discutons des modèles alternatifs puisque nous pensons qu'un manque de puissance a conduit aux résultats observés. Nous signalons également que quatre de nos modèles testés avaient une matrice hessienne singulière et ne pouvaient donc renvoyer les intervalles de confiance des estimations; les modèles concernés testaient les effets additifs de deux covariables sur le recrutement ou la survie apparente. L'abondance moyenne estimée par transect était de 4 iguanes [CI95%: 2 – 11], le recrutement par transect était de 1,00 [CI95%: 0,08 – 11,87], la survie apparente de 0,59 [CI95%: 0,06 – 0,97], et la probabilité de détection de 0,07 [CI95%: 0,03-0,17].

2.7. Comparaison des populations

En moyenne, sur l'ensemble des périodes d'étude, la probabilité de survie était la plus élevée à Chancel (0,85 [CI95%: 0,84 – 0,87]) et en Dominique sur le site de Champagne Bay (0,83 [CI95%: 0,73 – 0,90]), suivie de Petite Terre (capture-recapture: 0,75 [CI95%: 0,73 – 0,76]) et du site de Batali en Dominique (0,76 [CI95%: 0,62 – 0,85]), puis de la Désirade (0,68 [CI95%:

0,66 – 0,70]), et était la plus faible sur Statia (0,59 [CI95%: 0,06 – 0,97]). On notera une contradiction importante sur l'estimation de la survie sur Petite Terre entre la capture-recapture et le comptage répété (0,94 [CI95%: 0,92 – 0,95]). Le taux de recrutement, en revanche, était le plus élevé sur Petite Terre (0,24 [CI95%: 0,22 – 0,25]), suivi de Désirade (0,20 [CI95%: 0,18 – 0,22]), et était très bas sur Chancel (0,09 [CI95%: 0,08 – 0,11]). Avec la méthode de comptage répété, le recrutement sur Petite Terre était de 1,38 [CI95%: 1,04 – 1,81], ce qui revient à un taux de recrutement de 0,04 par transect, alors que sur Saint-Eustache il était estimé à 1,00 [IC95%: 0,08 – 11,87], ce qui revient à un taux de recrutement de 0,23 par transect c'est-à-dire, similaire à celui de petite Terre tel qu'estimé avec la capture-recapture.

3. Discussion

3.1. Analyse des taux de survie et de recrutement

La probabilité de survie et les taux de recrutement variaient largement entre les sites, avec, par conséquent, des implications différentes en termes de conservation. L'iguane des Petites Antilles est une espèce longévive (Knapp et al. 2014 ; van den Burg et al. 2018), ainsi, la survie adulte est généralement le paramètre avec l'élasticité la plus élevée (c'est-à-dire, en termes simples, qu'elle a le plus grand impact relatif, par rapport à d'autres paramètres comme la reproduction ou le recrutement, sur la croissance et le maintien de la population). En raison de son fort impact sur le taux de croissance asymptotique de la population, ce paramètre est généralement protégé (canalisé) contre les perturbations environnementales (et génétiques) (e.g., Gaillard et al. 1998 ; Gaillard et Yoccoz 2003). Par conséquent, en l'absence d'une menace évidente pour la survie des adultes, ce paramètre est généralement élevé et varie peu dans le temps et entre les individus (Gaillard & Yoccoz 2003). En revanche, le taux de recrutement est généralement moins canalisé contre les perturbations environnementales (ou génétiques) chez ces espèces et, par conséquent, varie fortement dans le temps et entre les individus (Sæther et al. 2013, Manlik 2019). Le taux de recrutement est la combinaison des paramètres de reproduction et de la survie des juvéniles (Reed et al. 2003) et, en l'absence de menace évidente pour la survie des adultes, il est le moteur le plus probable de la dynamique des populations des espèces longévives (Sæther et al. 2013 ; Warret Rodrigues et al. 2021). Cependant, en raison de son impact moindre sur le taux de croissance de la population, les actions de conservation visant à l'améliorer nécessitent généralement des efforts importants et constants (voir par exemple Warret Rodrigues et al. 2021).

La probabilité de survie était sans surprise plus élevée dans les populations géographiquement fermées et avec un moindre impact anthropique, c'est-à-dire Chancel et Petite Terre. Les sources classiques de mortalité des adultes sont les chiens errants, le trafic routier, le braconnage et les clôtures dans lesquelles ils peuvent se coincer et mourir de faim, de déshydratation ou d'étranglement (Debrot et al. 2013 ; Knapp et al. 2016). Chancel et Petite Terre sont pratiquement dépourvus de ces menaces majeures pour la survie des adultes. Les adultes de ces deux populations meurent probablement de causes naturelles. Cependant, des événements climatiques extrêmes tels que des ouragans ou des saisons sèches particulièrement intenses pourraient provoquer des événements ponctuels de mortalité massive (Breuil, 2002), que seul un taux de recrutement élevé pourrait atténuer. Nous ne sommes pas certains de ce qui a pu causer la faible survie entre 2021 et 2022 sur Petite Terre, mais un carême particulièrement sec pourrait l'expliquer. La poursuite de l'étude sera essentielle pour déterminer si ce faible taux de survie était un événement isolé, et si le recrutement est suffisamment élevé pour le compenser, ou si la survie continue d'être faible et justifie donc des actions de conservation urgentes. Sur Petite Terre, le taux de recrutement, bien qu'il puisse

varier considérablement d'une année à l'autre, a atteint une moyenne globale de 0,24, ce qui pourrait être suffisant pour maintenir une population relativement stable comme observé entre 2015 et 2019. Cependant, si on analyse ces résultats de manière plus fine, on observe une grande variation du taux de recrutement entre les îlets (cf. tableau 8). Sur Terre de Bas, il est d'environ 0.3 alors qu'il est inférieur à 0.1 sur Terre de Haut. Ces résultats montrent les différences importantes qui peuvent exister au sein d'une même population et donc les répercussions différentes que peuvent engendrer ces paramètres démographiques dans la mise en place de mesures de gestions. Sur Chancel, cependant, nos précédentes simulations de viabilité de la population ont prédit que le taux de recrutement devrait augmenter de 40% pour compenser la mortalité naturelle et empêcher l'extinction de cette population (Warret Rodrigues et al. 2021). Au cours de la période d'étude, le taux de recrutement sur Chancel a été en moyenne de 0.09, ce qui est largement insuffisant et justifie des efforts de conservation considérables dirigés vers les stades jeunes (c'est-à-dire les œufs, les juvéniles et les subadultes).

Sur tous les autres sites, la probabilité de survie estimée par les modèles représentait la survie apparente, car nous ne pouvons pas distinguer la mortalité réelle et l'émigration avec ces analyses (Gilroy et al. 2012 ; Ergon et Gardner 2014). En Dominique, notamment, les suivis ont concerné les sites de nidification, où un nombre important d'iguanes femelles non-résidentes se rassemblent pour pondre leurs œufs (Knapp et al. 2016). La proportion d'individus non-résidents utilisant les sites de nidification est probablement biaisée vers les femelles. Ces animaux non-résidents sont alors plus susceptibles de subir une mortalité due au trafic routier que les résidents ; malgré la fidélité au site, certaines femelles peuvent aussi avoir été de passage et avoir changé définitivement de site de nidification au fil du temps. Ces deux processus pourraient expliquer la probabilité de survie beaucoup plus élevée des mâles par rapport aux femelles sur le site de nidification de Batali. La même tendance n'a pas été observée dans le site de nidification de Champagne Bay, probablement en raison de la taille de l'échantillon trop faible pour modéliser la survie propre de chaque sexe.

Sur la Désirade, la probabilité de survie et le taux de recrutement ont tous deux varié chaque année. Notamment, la probabilité de survie était particulièrement faible entre 2017 et 2018, probablement en raison de l'ouragan Maria qui a frappé la région en septembre 2017 (Angin. 2019). Les ouragans peuvent provoquer une mortalité directe par blessure physique, ou déplacer des iguanes en mer, qui peuvent ensuite se disperser sur des radeaux de végétation (Censky et al. 1998). Cependant, la destruction extensive de l'habitat est probablement l'impact le plus important des ouragans sur de nombreux taxons, y compris les reptiles (Cely 1992). La défoliation occasionnée peut conduire à la famine, à l'émigration massive des zones touchées, ou à des risques accrus de prédation (Henderson 1992 ; Wiley et Wunderle 1993) notamment pour les jeunes individus (comme les iguanes juvéniles), ce qui pourrait alors se traduire par de faibles taux de recrutement. Deux des plus faibles taux de recrutement sur la Désirade ont eu lieu un et deux ans après l'ouragan Maria. Bien que nous n'ayons aucune certitude, nous pouvons émettre l'hypothèse qu'une proportion plus élevée que d'habitude de juvéniles et de jeunes d'un an sont morts de faim ou ont été prédatés, et n'ont donc pas été recrutés dans la population pendant les deux années suivant l'ouragan. Les taux de recrutement plus élevés depuis 2019 peuvent indiquer une restauration de l'habitat dans cette zone. Sur cette île, la probabilité de survie n'a jamais dépassé 0,78, ce qui est faible pour une telle espèce (par exemple, Warret Rodrigues et al. 2021). Les relevés sont effectués en période de nidification/éclosion, et cette faible survie apparente, comme sur les sites dominicains, pourrait être une combinaison d'individus en transit et de mortalité réelle, notamment due au trafic routier (Angin 2019).

Saint-Eustache a subi les effets négatifs de deux ouragans majeurs en septembre 2017, qui ont probablement causé le déclin observé de la population (van den Burg et al. 2022). Bien que la

perte d'individus sur les transects cibles n'exclut pas qu'ils aient pu se déplacer ailleurs sur l'île, la probabilité de survie dramatiquement faible et le fait que les suivis aient couvert une large partie de l'île suggèrent qu'une partie de cette mortalité était réelle, peut-être due à la famine suite à une dégradation importante des arbres (van den Burg et al. 2022). Les données n'ont pas permis d'obtenir des estimations précises du recrutement (larges intervalles de confiance), mais le taux actuel est probablement trop faible pour permettre une récupération rapide, ce qui peut expliquer pourquoi van den Burg et al. (2022) n'ont pas observé d'effet boomerang post-ouragan. Ces résultats soulignent la précarité de la situation de cette petite population (van den Burg et al. 2018, 2022), qui peut être particulièrement vulnérable aux événements environnementaux stochastiques. En effet, la mortalité non naturelle des adultes peut rapidement conduire la population de St Eustache à une quasi-extinction, si chaque nouvelle perte d'adultes n'est pas compensée rapidement par un recrutement suffisant. Même avec des efforts de conservation intensifs, un nombre trop faible d'adultes reproducteurs peut conduire à un appauvrissement de la diversité génétique comme c'est déjà le cas sur St Eustache (van den Burg et al., 2018), qui à son tour augmente le risque d'extinction, en particulier dans des conditions environnementales stressantes (Bouzat 2010). Sur St-Eustache et la Désirade, les actions de conservation visant à la protection et la récupération de l'habitat favoriseraient la survie des adultes et des immatures, mais des efforts considérables seront nécessaires pour améliorer le statut des populations d'iguanes sur ces îles.

3.2. Comparaison des méthodes CMR et CR

Les méthodes CR et CMR permettent toute deux d'obtenir une estimation de la survie, du recrutement, et de l'abondance. Cependant, bien que les modèles liés à la méthode CR se soient améliorés ces dernières années, ils produisent en général des résultats moins précis et potentiellement biaisés, même lorsque cette méthode est mise en œuvre de manière rigoureuse (e.g., Zipkin 2014; Zhao and Royle 2019). Notamment, l'échelle spatiale couverte par chaque transect est petite, et rend difficile le respect de l'hypothèse de fermeture de la population entre les passages. La violation de cette hypothèse peut donc conduire à un turn-over apparent plus important et donc à une sous-estimation de la survie, et en conséquence, une sur-estimation du recrutement. Une conséquence directe de la moins grande précision des CR est que les tendances dans les paramètres démographiques et dans les effectifs sont moins bien détectées, d'autant plus s'ils sont subtils.

Nos résultats ont confirmé la plus grande précision des méthodes CMR, y compris quand peu de données étaient disponibles comme sur Champagne Bay en Dominique, où la survie a pu être estimée avec un intervalle de confiance relativement étroit de 17 points [0,73 – 0,90] compte tenu du peu d'individus capturés (190) et de la forte variabilité inter-annuelle de l'effort de suivi (de 1 à 11 jours avec des intervalles intersessions de 1 à 65 jours). L'intervalle de confiance sur la survie telle qu'estimée par les modèles généraux (voir section 1.3.3 et 2.7), était typiquement de 3-4 points pour les modèles les moins complexes (Chancel [CI95%: 0,84 – 0,87]; Petite Terre [CI95%: 0,73 – 0,76]; Désirade [CI95%: 0,66 – 0,70]). La précision donnée par les CR, en revanche, dépendait de l'intensité de l'effort. En effet, l'intervalle de confiance obtenu pour Petite Terre était étroit [CI95%: 0,92 – 0,95], mais pour l'obtenir, 11 ans de suivis sur 81 transects ont été effectués. Les données de St-Eustache qui ont été obtenues avec un effort de 3 ans et irrégulier, ont produit un intervalle très large qui rend les estimations non-exploitable [CI95%: 0,06 – 0,97]. Même pour les estimations d'abondance, seul le CR de Petite Terre (effort très important) a permis d'obtenir un intervalle de confiance étroit [IC95%: 36 – 42]. L'intervalle de confiance de l'estimation d'abondance sur St-Eustache était très large [IC95%: 2 – 11], c'est-à-dire qu'il y avait un facteur 5 entre les bornes de l'IC.

La plupart des populations étaient suivies avec une seule méthode, sauf celle de Petite Terre, où les deux suivis ont été effectués. Cette île est donc un cas intéressant où l'on voit 1) que pour obtenir des intervalles de confiance étroits pour les paramètres estimés, il a fallu pour la méthode CR, fournir un effort considérable, avec 81 transects avec 2 passages chacun par an pendant 11 ans, 2) malgré cet important effort, les données n'étaient pas assez nombreuses pour modéliser les paramètres (détection, survie, recrutement et abondance initiale) avec la même finesse que les modèles de CMR. Les modèles de CMR ont, eux, permis de modéliser ces paramètres par sexe, par îlet (ou zone), avec une variation dans le temps, et en incluant sur la capture un effet hétérogénéité prenant en compte des différences comportementales entre les individus, et ce avec seulement 6 ans de suivi (le suivi de 2020 étant manquant) sur une zone de Terre de Haut et deux zones de Terre de Bas. Afin de gérer, et donc de conserver, efficacement une population, il est nécessaire de suivre les changements dans le temps des différents paramètres démographiques et d'identifier celui ou ceux qui ont la plus forte influence sur le taux de croissance de la population, ou d'identifier ceux sur lesquels les gestionnaires peuvent agir (Nichols et al. 2011; Warret Rodrigues et al. 2021). Le cas de Petite Terre illustre donc la force des méthodes CMR pour obtenir les informations nécessaires à une gestion informée des populations. Notons que les deux méthodes s'accordent sur un recrutement beaucoup plus bas sur Terre de Haut que sur Terre de Bas, mais produisent une estimation de la survie très différente. De plus, l'estimation de la survie avec la méthode CR a produit des résultats assez différents en fonction du paramétrage du modèle. Lorsque l'on a permis à la survie de varier par îlet (meilleur modèle capable d'estimer tous les paramètres) celle-ci était de 0,90 [IC95%: 0,89 – 0,92] sur Terre de Bas et de 0,87 [IC95%: 0,82 – 0,90] sur Terre de Haut, alors que le modèle constant a très probablement surestimé cette survie (0,94 [CI95%: 0,92 – 0,95]). Cela n'a pas été le cas avec la méthode CMR, où l'estimation des paramètres était consistante. En effet, survie et recrutement estimés par le modèle constant ont produit un résultat (0,75 [CI95%: 0,73 – 0,76] et 0,24 [CI95%: 0,22 – 0,25] respectivement) très proche de la moyennes des différentes survies par sexe, intervalle de temps et zone (0.72) et différents recrutements par zone et intervalle de temps (0.22). Étant donné que le meilleur modèle CR n'a pas pu estimer l'ensemble des paramètres, les estimations présentes sont possiblement biaisées. Nos résultats montrent donc que malgré un effort très important et un protocole appliqué avec rigueur, les modèles CR peuvent possiblement produire des estimations biaisées.

Nos résultats ont montré que, comme indiqué dans la littérature, les CMR produisent des résultats en général plus précis et permettent une modélisation plus fine des paramètres démographiques. Enfin, le risque d'obtenir des estimations biaisées est plus important avec les méthodes CR du fait de la sensibilité de la méthode.

3.3. Critères de choix des méthodes de suivis

En termes d'informations, la méthode CMR est la plus à mêmes de répondre aux besoins des gestionnaires. Elle fournit en effet des estimations plus précises, moins biaisées et permet de collecter des données supplémentaires importantes pour la gestion et la conservation (e.g., échantillon de tissu, morphométrie, reproduction). Cependant, les CMR sont plus coûteuses que les autres méthodes. Pour les gestionnaires le choix des suivis à mettre en œuvre peut donc être compliqué et les compétences pour effectuer ce choix ne sont pas forcément disponibles en interne. Afin d'aider ces structures nous proposons ici un tableau récapitulatif des coûts et bénéfices de chaque méthodes (Tab. 1). Nous détaillons dans le paragraphe suivant chacun des items pour apporter un meilleur éclairage sur les questions que les gestionnaires doivent se poser.

Tableau 1 : récapitulatif des coûts et bénéfices associés à chaque méthode : Capture Marquage Recapture et Comptages Répétés.

Coûts	CMR	CR
Moyens Humains	+++	++
Moyens Financiers	+++	+
Compétences des personnels	+++	+
Procédures administratives	+++	+
Stress des animaux	++	+
Bénéfices		
Données d'abondances	+++	++
Données démographiques	+++	+
Couverture spatiale	+	+++
Analyse par cohortes (sexe ou âge)	+++	+
Identification visuelle de l'hybridation	++	+
Données biométriques	+++	/
Données sanitaires	++	/
Possibilités de prélèvements	+++	/

On a tout d'abord la question des moyens humains nécessaires. Les missions de CMR sont très coûteuses en personnels. Sur les Antilles françaises, par exemple, ces approches mobilisent 12 personnes sur cinq jours consécutifs. En revanche, pour la méthode de CR, deux observateurs peuvent parcourir de nombreux transects au cours d'une même journée. On doit également intégrer à cette question les difficultés logistiques pour se rendre sur l'aire d'étude. Dans certains cas, cette variable n'aura pas d'impacts avec un temps de trajet en voiture ou en bateau de quelques minutes. A l'inverse pour d'autres sites, il faudra compter une journée à l'aller pour s'y rendre et une autre au retour. Dans le cadre d'une méthode CMR qui va nécessiter une seule session par an ce coût humain en plus est acceptable. Si par contre on doit se rendre 5 ou 6 fois par an pour une méthode de CR ce sera plus compliqué de l'intégrer dans les coûts du projet.

L'isolement du site impactera également le coût financier de l'opération (Table 1; hors coût personnel). Plus la zone d'étude sera éloignée, plus le coût pour s'y rendre sera important (bateau, essence, ...). En termes de matériel, la méthode des CR est plutôt bon marché même en incluant des jumelles nécessaires pour voir les animaux si les distances de détection sont importantes. Au contraire, la méthode de CMR va nécessiter plus de matériel que ce soit pour la capture des animaux, le marquage (PIT TAG, perle de couleur, marqueur) ou pour réaliser les opérations de biométrie.

Nous avons parlé du coût humain sur la période du projet, mais le personnel qui sera en charge des suivis devra être formé au moins pour une partie de l'équipe. La formation nécessaire pour observer les iguanes dans un suivi par CR est certes importante (sinon l'effet observateur sera trop fort) mais elle l'est moins que sur un suivi par CMR. En effet, dans les missions CMR, le personnel doit être formé non seulement à l'observation mais également à la capture et à la manipulation des iguanes. Cette formation est primordiale et l'expérience sur les suivis aux Antilles françaises montre que ce n'est pas toujours facile de trouver six personnes formées et autonomes sur une semaine chaque année.

Les coûts de ces méthodes comprennent aussi le temps passé aux procédures administratives. L'iguane des petites Antilles est une espèce protégée sur de nombreuses îles et sa capture est soumise à des réglementations nationales. Il est donc nécessaire pour la méthode CMR de faire une demande pour la capture d'espèce protégée. Cependant, dans certains territoires, le simple fait de faire une étude scientifique quelle qu'elle soit nécessite un permis. Le bilan du coût de cet item est donc à étudier avec les informations propres à chaque territoire.

Enfin, le dernier item que nous présentons dans cette partie des coûts, représente le stress que la méthode va faire subir aux animaux. Aucune étude propre à cette espèce n'a permis de quantifier le stress subi par les iguanes associé à la simple présence d'humains, ni à la

manipulation. Des études comparatives seraient nécessaires pour comprendre comment réagissent ces animaux à différents évènements : simple passage d'observateurs mais répétés plusieurs fois par an, une seule session de capture annuelle où plusieurs humains sont présents, capture, et manipulation simple ou avec prélèvement. Les différentes publications traitant de cette thématique sur les reptiles montrent que ce n'est pas forcément l'action qui nous semble à nous chercheurs la plus impactante ou qui est classée comme telle par la réglementation qui occasionnera le plus d'impacts sur le court ou long terme. Langkilde et Shine (2006) ont par exemple montré que la coupe d'un orteil chez des scinques Australiens produisait moins de stress (calculé par le taux de corticostérone) que l'implantation d'une puce électronique. De même, Bonnet et al. (2020), ont observé qu'une manipulation comme une prise de sang n'augmentait pas les marqueurs physiologiques liés au stress après une capture.

Concernant les bénéfices comme nous l'avons vu dans le paragraphe 3.2 les résultats en terme de données d'abondance et de démographie, seront plus précis avec les méthodes de CMR. Ils permettront également de minimiser les biais dans les modélisations par rapport aux méthodes de CR.

La couverture spatiale est une question très importante pour un gestionnaire et c'est donc un point important pour concevoir le protocole à appliquer sur le long terme. Il sera très coûteux de mettre en œuvre une méthode CMR sur une surface importante. Cette méthode est donc à privilégier pour monitorer des populations présentes sur des petits territoires où à effectuer un sous échantillonnage de territoire plus large. La méthode des CR quant à elle est particulièrement utile dans les études à plus large échelle, par exemple pour montrer les différences entre habitats.

En termes d'analyse des données d'abondance ou de démographies, les données issues de CMR peuvent permettre d'obtenir des paramètres démographiques précis par cohortes (c'est-à-dire, en fonction des classes d'âge, de la longueur des individus, ou de leur sexe). Ce même type d'analyse serait beaucoup plus difficile voire impossible avec des données issues de CR. Notamment, dans le cas des iguanes des Petites Antilles, le sexe est parfois très difficile à identifier de loin et nécessite des observateurs très expérimentés; dans certaines populations, il est même impossible de sexer certains iguanes sans les sonder. De même, les classes d'âge seront moins précises si l'animal est seulement observé.

En marge des paramètres énoncés précédemment, la méthode CMR permet, grâce au fait que l'on capture les animaux, de collecter des données très utiles aux gestionnaires en terme de conservation. L'hybridation avec l'iguane commun est une des principales problématiques auxquelles sont confrontés les gestionnaires. La détection d'individus de l'espèce exogène ou d'hybrides est la première étape pour lutter contre. Plus cette étape sera rapide et plus les chances de maintenir une population non hybridée seront importantes (Debrot et al., 2022). Plusieurs critères ont été établis afin d'évaluer l'hybridation d'un iguane (Breuil, 2013). Certains sont évidents et peuvent être visibles de loin (anneaux sombres sur la queue, grande écaille subtympanique). D'autres, à l'inverse, seront plus compliqués à observer à distance, notamment pour des observateurs peu entraînés. Cela est d'autant plus vrai avec des individus issus de rétrocroisement chez lesquelles les critères peuvent largement s'estomper. Face à ces différents cas, le fait d'avoir l'iguane en main et de pouvoir visualiser correctement l'ensemble des critères est un atout non négligeable pour détecter plus rapidement une possible hybridation dans la population.

Enfin, nous listons trois derniers avantages qui penchent en faveur des méthodes de CMR et qui ne sont pas possibles avec les méthodes de CR. Il s'agit des données biométriques, sanitaires et des différents prélèvements qu'on pourra réaliser sur les animaux pendant les manipulations. Il faudra néanmoins faire attention que cette collecte de données

complémentaires n'empiète pas sur le temps dédié aux captures *per se*. En effet, un temps de manipulation trop long limitera le temps d'observation sur le terrain et pourrait conduire à moins de captures. Il faut donc trouver un compromis entre prise de données supplémentaires et continuité du suivi.

En résumé, la méthode CMR fournit des estimations précises et non-biaisées. Elle apporte des informations de haute qualité, plus précises et plus nombreuses mais avec une limite spatiale de la zone d'étude et des coûts plus élevés que la méthode CR. Bien que les avancées méthodologiques pour les analyses des données provenant de comptages répétés soient prometteuses, ces données provenant de populations non-marquées sont encore loin d'égaliser le détail et la qualité des estimations provenant des populations marquées pour comprendre le fonctionnement des populations et informer le gestionnaire. Dès lors, l'approche la plus efficace pour obtenir des estimations de haute qualité sur de larges échelles spatiales et temporelles, repose sur la combinaison de ces deux types de données dans des modèles dits Modèles de Populations Intégrés (IPM) qui permettent de modéliser conjointement les différents jeux de données et de tirer la meilleure information de chaque pour combler les lacunes des autres. Les gestionnaires peuvent de fait utiliser ces deux méthodes, CMR et CR, en parallèle. D'une part un suivi selon la méthode CR sera moins coûteux (donc plus simple à maintenir dans le temps) et permettra d'obtenir des données sur une très large surface, ou sur un échantillonnage de l'ensemble des habitats d'une île. D'autre part, un suivi de type CMR sur un court ou moyen terme (à définir en fonction du nombre d'individus marqués et du taux de recapture) permettra d'obtenir des résultats précis sur les paramètres démographiques propres à cette population sur une ou des zones plus réduite(s) (par exemple, si l'on pense que les processus démographiques peuvent différer selon l'habitat).

Il existe un cas pour lequel le choix est très compliqué, il s'agit des populations localisées dans les milieux forestiers matures avec une canopée haute et une densité végétale importante. Dans ces conditions, la détection des animaux devient très difficile et les méthodes habituelles qui nécessitent des détections ou des captures sont inopérantes. C'est le cas par exemple dans les populations du Nord de la Martinique ou en Dominique. Dans ces contextes, d'autres méthodes pourraient être utilisées. Il pourrait s'agir, de contourner le problème en capturant les animaux quand ils se déplacent. C'est le cas des captures sur les zones de pontes littorales où les femelles migrent lors de la saison de reproduction (Angin et al., 2015 ; Knapp et al., 2016). Cette méthode n'apportera par contre des informations que sur une partie des femelles de la population cible. Il pourrait aussi être utilisé des techniques de génétique (RADseq ou microsatellites) qui peuvent apporter au travers d'un échantillonnage invasif (sang ou muscles) des informations sur l'abondance en caractérisant la diversité génétique de la population (Sovic et al., 2019). Enfin, la photo-identification peut également être une solution dans certains contextes, elle est testée actuellement en Martinique sur les iguanes communs et les iguanes des petites Antilles (Duporge, com. pers.). Les photos peuvent être prises par des observateurs le long de transects ou par des pièges photographiques posés dans des zones qui s'y prêtent (site de ponte, corridors de déplacement, ...). Les premiers résultats sont encourageants mais des tests plus poussés sont nécessaires pour bien connaître le taux et la fiabilité de l'identification des individus et savoir si sur le long-terme avec la croissance des individus le logiciel serait capable de les reconnaître. Il conviendra aussi d'explorer la question des protocoles à mettre en œuvre (nombre et répartition spatiale des pièges) et la puissance statistique des données associées à de tels protocoles pour estimer les paramètres démographiques.

3.4. Recommandation pour les futurs suivis

Les analyses que nous avons effectuées montrent que si le protocole est peu précis ou qu'il n'est que partiellement respecté sur le terrain (ajout ou retrait de jours ou de transects, différence dans le nombre d'observateurs, ...), les résultats seront moins précis. A l'inverse, plus le protocole est conçu en amont et respecté scrupuleusement lors de chaque session de suivi, plus les données collectées et les analyses qui en seront faites seront fiables. La conception du protocole est donc une étape essentielle au démarrage d'une étude et est trop souvent précipitée pour recueillir plus rapidement les données sur le terrain. Il est impératif que soient bien précisés dans le protocole les différents éléments qui pourraient biaiser les résultats : heure de début et de fin, point GPS de début et de fin, nombre d'observateurs, vitesse de déplacement dans le cadre des transects, type et unité des données collectées, période de l'année et fréquence des sessions, Enfin on veillera également à ce que chaque élément soit bien intégrés dans la future base de données qui sera remplie au fur et à mesure des suivis.

L'interprétation des résultats des analyses est parfois difficile, il peut être compliqué par exemple de relier des variations dans les paramètres démographiques ou même d'abondance à un évènement spécifique. C'est particulièrement le cas dans les zones où les menaces sont multiples. La zone d'étude sur la Désirade est, à ce titre, très informative. Sur cette zone la population d'iguanes est soumise à des pressions directes liées à une mortalité des individus (chien divaguant, mortalité routière) mais également indirectes par la destruction ou la dégradation de l'habitat (cyclone, surpâturage, dépôt de sargasse, artificialisation de la zone). Les études réalisées sur place ont montré des baisses importantes du nombre d'individus. Avec des pressions aussi nombreuses et sans étude spécifique permettant de bien évaluer l'impact de chacune, il est difficile de connaître précisément la ou les causes liées aux variations démographiques et l'obtention de résultats démographiques fiables n'informe pas sur la cause spécifique de ces résultats. Il paraît donc essentiel de pouvoir collecter en même temps que les données liées aux suivis, des indicateurs sur l'écosystème et les pressions qui l'affectent. Les données météorologiques sont une source souvent fiable et facile d'accès qui peut être utilisée à cette fin. Une cartographie de l'évolution de la végétation peut également être très informative. Enfin, pour les autres pressions, il est parfois nécessaire de mettre en place des indicateurs spécifiques (suivi hebdomadaire ou mensuel de la mortalité routière, évolution du linéaire grillagé, densité d'animaux domestiques, ...).

La période pendant laquelle le suivi doit être réalisé est difficile à choisir. Le climat tropical avec des saisons bien marquées doit être pris en compte. Lors de saison cyclonique (Juillet-Novembre) les écosystèmes sont plus verdoyants et les animaux sont en bon état corporel sans insuffisance d'eau ou de nourriture. En termes de phénologie, cette saison correspond à la saison de ponte qui a souvent déjà démarré, et des éclosions qui suivent ensuite. Des captures pendant la saison de ponte peuvent être impactante pour les animaux mais la saison cyclonique entraîne surtout des difficultés logistiques pour les gestionnaires qui envisageraient de programmer de longues missions lors de ces mois. A l'inverse en saison sèche (Février à Mai) les conditions sont souvent plus propices à l'organisation de missions, mais la sécheresse peut impacter négativement l'état général des animaux. Certaines femelles ayant de plus commencé à pondre, elles sont particulièrement vulnérables. Les manipuler à cette période peut être risqué. Il faut également trouver la meilleure période pour avoir suffisamment de personnel pour ces missions. Les mois de décembre et janvier semble être intéressants en termes de phénologie et de climat mais c'est souvent à cette période que les structures ont un surplus de travail administratif (comptabilité, gestion de projet, ...). C'est donc la personne qui va concevoir le protocole qui devra trouver le meilleur compromis entre, d'une part, la faisabilité

administrative et logistique du suivi et, d'autre part, l'impact potentiel que la mission aura sur la population et les individus.



References

van Andel, T., van der Hoorn, B., Stech, M., Arostegui, S.B., and Miller, J. 2016. A quantitative assessment of the vegetation types on the island of St. Eustatius, Dutch Caribbean. *Glob. Ecol. Conserv.* **7**: 59–69. doi:10.1016/j.gecco.2016.05.003.

Angin B, J-C Nicolas, C. Auguste, L. Maugee, M. Mian & S. Attidore, 2015. Étude des populations d'iguanes des Petites Antilles (*Iguana delicatissima*) du Nord Martinique. PNRM – Ardops Environnement, 13p.

Angin B., 2017. Plan National d'Actions pour le rétablissement de l'iguane des petites Antilles, *Iguana delicatissima*, 2018 – 2022. 69p. + annexes.

Angin B., 2019. Étude des populations d'iguane des petites Antilles de la Désirade et Petite Terre - perspectives et recommandations de gestion. 24p.

ANT/ATE/STENAPA, 2018. Lesser Antillean Iguana *Iguana delicatissima* Conservation Strategy and Action Plan for the Northern Caribbean Sub---region (Anguilla, St. Barthélemy, St. Eustatius), 2018–2023. Anguilla National Trust, Agence Territoriale de l'Environnement and St. Eustatius National Parks Foundation

Arsovski, D., Olivier, A., Bonnet, X., Drilhollé, S., Tomović, L., Béchet, A., Golubović, A., and Besnard, A. 2018. Covariates streamline age-specific early life survival estimates of two chelonian species. *J. Zool.* **306**(4): 223–234. doi:10.1111/jzo.12585.

Barré, N., Lorvelec, O., and Breuil, M. 1997. Rapport AEVA N°16: Les oiseaux et les reptiles des îles de la Petite Terre (Guadeloupe). Bilan d'un suivi écologique d'une année (mars 1995 à mars 1996). Petit Bourg, Guadeloupe.

Bonnet, X., Billy, G. & Lakušić, M. Puncture versus capture: which stresses animals the most?. *J Comp Physiol B* **190**, 341–347 (2020). <https://doi.org/10.1007/s00360-020-01269-2>

Bouzat, J.L. 2010. Conservation genetics of population bottlenecks: The role of chance, selection, and history. *Conserv. Genet.* **11**(2): 463–478. doi:10.1007/s10592-010-0049-0.

Breuil, M., 2002. Histoire naturelle des Amphibiens et Reptiles terrestres de l'archipel Guadeloupéen. Guadeloupe, Saint-Martin, Saint-Barthélemy. Patrimoines Naturels, 54 : 339p

Breuil M (2013). Caractérisation morphologique de l'iguane commun *Iguana iguana* (Linnaeus, 1758), de l'iguane des Petites Antilles *Iguana delicatissima* Laurenti, 1768 et de leurs hybrides. *Bull. Soc. Herp. Fr.* **147**, 309–346.

van den Burg, M.P., Madden, H., van Wagensveld, T.P., and Boman, E. 2022. Hurricane-associated population decrease in a critically endangered long-lived reptile. *Biotropica* **54**(3): 708–720. doi:10.1111/btp.13087.

van den Burg, M., Breuil, M., & Knapp, C. (2018). *Iguana delicatissima*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T10800A122936983. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T10800A122936983.en>

Burnham, K.P., and Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach (2nd ed). *In* Ecological Modelling. Springer Verlag, New York, USA.

Cely, J.E. 1992. Wildlife effects of Hurricane Hugo. *J. Coast. Res.* **8**: 319–326. doi:10.1016/0006-3207(93)90691-s.

Censky EJ, Hodge K, Dudley J (1998) Over-water dispersal of lizards due to hurricanes. *Nature* **482** 395:556.

Choquet, R., Rouan, L., and Pradel, R. 2009. Program E–Surge: A Software Application for Fitting Multievent Models. *In* Modeling demographic processes in marked populations. *Edited by* D. Thomson, E. Cooch, and M. Conroy. Springer, New York, New York, USA., New York. pp. 845–865. doi:10.1007/978-0-387-78151-8_39.

Crespin, L., Choquet, R., Lima, M., Merritt, J., and Pradel, R. 2008. Is heterogeneity of catchability in capture–recapture studies a mere sampling artifact or a biologically relevant feature of the population? *Popul. Ecol.* **50**: 247–256. doi:10.1007/s10144-008-0090-8.

Dail, D., and Madsen, L. 2011. Models for Estimating Abundance from Repeated Counts of an Open Metapopulation. *Biometrics* **67**(2): 577–587. doi:10.1111/j.1541-0420.2010.01465.x.

De Freitas, J.A., Rojer, A.C., Nijhof, B.S.J., and Debrot, A.O. 2012. A landscape ecological vegetation map of Sint Eustatius (Lesser Antilles). IMARES, CARMABI and Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences.

Debrot, A. O., Boman, E., & Madden, H. (2013). The Lesser Antillean Iguana on St. Eustatius: A 2012 population status update and causes for concern. *IRCF Reptiles & Amphibians*, **20**, 44–52.
<https://doi.org/10.17161/randa.v20i2.13939>

Debrot, A. O., Boman, E., & Madden, H. (2022). Case study of a rapid response removal campaign for the invasive alien green iguana, *Iguana iguana*. *Management of Biological Invasions*, **13**(2), 449-465.

Delnatte, C. (2020). Etude floristique de l' îlet chancel. ONF Martinique.

Ergon, T., and Gardner, B. 2014. Separating mortality and emigration: Modelling space use, dispersal and survival with robust-design spatial capture-recapture data. *Methods Ecol. Evol.* **5**(12): 1327–1336. doi:10.1111/2041-210X.12133.

Fiske, I, and Chandler, R, 2011, unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance, *Journal of Statistical Software*, **43**(10), 1-23,

Forcada, J., and Aguilar, A. 2000. Use of photographic identification in capture-recapture studies of Mediterranean monk seals. *Mar. Mammal Sci.* **16**(4): 767–793. doi:10.1111/j.1748-7692.2000.tb00971.x.

Gaillard, J.M., Festa-Bianchet, M., and Yoccoz, N.G. 1998. Population dynamics of large herbivores: Variable recruitment with constant adult survival. *Trends Ecol. Evol.* **13**(2): 58–

63. doi:10.1016/S0169-5347(97)01237-8.

Gilroy, J.J., Virzi, T., Boulton, R.L., and Lockwood, J.L. 2012. A new approach to the “apparent survival” problem: Estimating true survival rates from mark-recapture studies. *Ecology* **93**(7): 1509–1516. doi:10.1890/12-0124.1.

Gimenez, O., Lebreton, J.D., Choquet, R., and Pradel, R. 2018. R2ucare: An r package to perform goodness-of-fit tests for capture–recapture models. *Methods Ecol. Evol.* **9**(7): 192468. doi:10.1111/2041-210X.13014.

Henderson, R.W. 1992. Consequences of predator introductions and habitat destruction on amphibians and reptiles in the post-Columbus West Indies. *Caribb. J. Sci.* **28**(1–2): 1–10. doi:10.1016/0006-3207(94)90040-x.

Hurvich, C.M., and Tsai, C.L. 1989. Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* **76**(2): 297–307. doi:10.1093/biomet/76.2.297.

Kendall, W.L., and Nichols, J.D. 2002. Estimating state–transition probabilities for unobservable states using capture–recapture/resighting data. *Ecology* **83**(12): 3276–3284. doi:10.1890/0012–9658(2002)083[3276:ESTPFU]2.0.CO;2.

Knapp, C., Breuil, M., Rodrigues, C. and Iverson, J., 2014. Lesser Antillean Iguana, *Iguana delicatissima* : Conservation Action Plan, 2014-2016. Gland Switzerland : IUCN SSC Iguana Specialist Group. 42p.

Knapp, C., Prince, L., and James, A. 2016. Movements and nesting of the Lesser Antillean Iguana (*Iguana delicatissima*) from Dominica, West Indies: implications for conservation. *Herpetol. Conserv. Biol.* **11**(6): 154–167.

Laake, J.L. 2013. RMark: An R Interface for Analysis of Capture–Recapture Data with MARK. AFSC Processed Rep. 2013–01. In AFSC Processed Rep. Alaska Fish. Sci. Cent., NOAA, Natl. Mar. Fish. Serv., Seattle, WA. Available from <https://apps-afsc.fisheries.noaa.gov/Publications/ProcRpt/PR2013–01.pdf>.

Langkilde T. & Shine R., 2006. How much stress do researchers inflict on their study animals? A case study using a scincid lizard, *Eulamprus heatwolei*. *J Exp Biol* ; 209 (6): 1035–1043.

Legouez, C. 2010. Plan National d’Actions de l’iguane des petites Antilles (*Iguana delicatissima*) 2010-2015. Ministère de l’écologie, du développement durable, des transports et du logement, Direction régionale de l’environnement Martinique, cellule Martinique de l’ONCFS Antilles françaises, 137p.

Lorvelec, O., Barré, N., Diard, M., et Pavis, C., 2015. Estimation des densités et des effectifs d’iguanes aux îles de la Petite Terre. Années 2010, 2011, 2012 et 2013. Rapport définitif. Association AEVA, rapport AEVA N°39, 51p.

Luo, K., Xu, Z., Wang, X., Quan, R.C., Lu, Z., Bi, W., Zhao, H., and Qiu, G. 2020. Terrestrial methylmercury bioaccumulation in a pine forest food chain revealed by live nest videography

observations and nitrogen isotopes. *Environ. Pollut.* **263**: 114530. doi:10.1016/j.envpol.2020.114530.

Manlik, O. 2019. The importance of reproduction for the conservation of slow-growing animal populations. *In* *Reproductive Sciences in Animal Conservation*, Springer. *Edited by* P. Comizzoli, J.L. Brown, and W.V. Holt. pp. 13–39. doi:10.1007/978-3-030-23633-5_2.

Mazerolle, M.J., 2020, AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c), R package version 2,3-1, <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>,

Nichols, J.D., Koneff, M.D., Heglund, P.J., Knutson, M.G., Seamans, M.E., Lyons, J.E., Morton, J.M., Jones, M.T., Boomer, G.S., and Williams, B.K. 2011. Climate change, uncertainty, and natural resource management. *J. Wildl. Manage.* **75**(1): 6–18. doi:10.1002/jwmg.33.

O'Brien, S., Robert, B., and Tiandry, H. 2005. Consequences of violating the recapture duration assumption of mark-recapture models: A test using simulated and empirical data from an endangered tortoise population. *J. Appl. Ecol.* **42**(6): 1096–1104. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01084.x.

Pledger, S. 2000. Unified maximum likelihood estimates for closed capture–recapture models using mixtures. *Biometrics* **56**(2): 434–442. doi:10.1111/j.0006–341X.2000.00434.x.

Pledger, S., Pollock, K.H., and Norris, J.L. 2003. Open Capture–Recapture Models with Heterogeneity: I. Cormack–Jolly–Seber Model. *Biometrics* **59**(4): 786–794. doi:10.1111/j.0006–341X.2003.00092.x.

Pradel, R. 1993. Flexibility in Survival Analysis from Recapture Data: Handling Trap-Dependence. *In* *Marked Individuals in the Study of Bird Population*. pp. 29–37.

Pradel, R. 1996. Utilization of Capture-Mark-Recapture for the Study of Recruitment and Population Growth Rate. *Biometrics* **52**: 703–709. doi:10.2307/2532908.

Pradel, R. 2005. Multievent: An extension of multistate capture-recapture models to uncertain states. *Biometrics* **61**(2): 442–447. doi:10.1111/j.1541-0420.2005.00318.x.

Pradel, R., Hines, J.E., Lebreton, J.-D., and Nichols, J.D. 1997. Capture-Recapture Survival Models Taking Account of Transients. *Biometrics* **53**(1): 60–72. doi:10.2307/2533097.

Pradel, R., Wintrebert, C.M.A., and Gimenez, O. 2003. A proposal for a goodness-of-fit test to the Arnason-Schwarz multisite capture-recapture model. *Biometrics* **59**(1): 43–53. doi:10.1111/1541-0420.00006.

Reed, E.T., Gauthier, G., Pradel, R., and Lebreton, J.D. 2003. Age and environmental conditions affect recruitment in Greater Snow Geese. *Ecology* **84**(1): 219–230. doi:10.1890/0012-9658(2003)084[0219:AAECAR]2.0.CO;2.

Rodda, G.H. 1992. The mating behavior of Iguana iguana. *Smithson. Contrib. to Zool.* (534): 1–40. doi:10.5479/si.00810282.534.

Rojer, A. 1997. Biological Inventory of Sint Eustatius. *In* Carmabi Foundation, KNAP project 96–10.

Royle, J.A., and Nichols, J.D. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* **84**(3): 777–790. doi:10.1890/0012-9658(2003)084[0777:EAFRPA]2.0.CO;2.

Royle, J.A. 2004. N–Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. *Biometrics* **60**(1): 108–115. doi:10.1111/j.0006–341X.2004.00142.x.

Sæther, B.E., Coulson, T., Grøtan, V., Engen, S., Altwegg, R., Armitage, K.B., Barbraud, C., Becker, P.H., Blumstein, D.T., Dobson, F.S., Festa-Bianchet, M., Gaillard, J.M., Jenkins, A., Jones, C., Nicoll, M.A.C., Norris, K., Oli, M.K., Ozgul, A., and Weimerskirch, H. 2013. How life history influences population dynamics in fluctuating environments. *Am. Nat.* **182**(6): 743–759. doi:10.1086/673497.

Sovic, M., Fries, A., Martin, S. A., & Lisle Gibbs, H. (2019). Genetic signatures of small effective population sizes and demographic declines in an endangered rattlesnake, *Sistrurus catenatus*. *Evolutionary applications*, *12*(4), 664-678

Vuillaume B, Valette V, Lepais O, Grandjean F, Breuil M (2015) Genetic Evidence of Hybridization between the Endangered Native Species Iguana delicatissima and the Invasive Iguana iguana (Reptilia, Iguanidae) in the Lesser Antilles: Management Implications. *PLoS ONE* *10*(6), 20p.

Warret Rodrigues, C., Angin, B., and Besnard, A. 2021. Favoring recruitment as a conservation strategy to improve the resilience of long-lived reptile populations: Insights from a population viability analysis. *Ecol. Evol.* **11**(19): 13068–13080. doi:10.1002/ece3.8021.

White, G.C. 2002. Discussion comments on: The use of auxiliary variables in capture-recapture modelling. An overview. *J. Appl. Stat.* **29**(1–4): 103–106. doi:10.1080/02664760120108476.

White, G., Kendall, W., and Barker, R. 2006. Multistate Survival Models and Their Extensions in Program MARK. *J. Wildl. Manage.* **70**(6): 1521–1529. doi:10.2193/0022–541X(2006)70[1521:MSMATE]2.0.CO;2.

Wiley, J.W., and Wunderle, J.M. 1993. The effects of hurricanes on birds, with special reference to Caribbean islands. *Bird Conserv. Int.* **3**(4): 319–349. doi:10.1017/S0959270900002598.

Zipkin, E.F., Sillett, T.S., Grant, E.H.C., Chandler, R.B., and Royle, J.A. 2014. Inferences about population dynamics from count data using multistate models: A comparison to capture-recapture approaches. *Ecol. Evol.* **4**(4): 417–426. doi:10.1002/ece3.942.

Annexes

Table 1. Performance relative selon le critère d'information d'Akaike (AICc) des modèles de capture-recapture utilisés pour estimer les paramètres démographiques de la population d'iguanes des Petites Antilles de l'île de la Désirade de 2012 à 2022.

model	num. par.	deviance	AICc	δ AICc	AICc weight
phi(~time) f(~sex + time) p(~time + mixture + sex)	42	-6007,06	4645,12	0,00	0,70
phi(~sex + time) f(~sex + time) p(~time + mixture + sex)	43	-6007,40	4646,83	1,71	0,30
phi(~sex + time) f(~sex + time) p(~mixture + sex)	34	-5977,52	4658,25	13,12	0,00
phi(~1) f(~sex + time) p(~time + mixture + sex)	34	-5973,57	4662,20	17,08	0,00
phi(~sex + time) f(~1) p(~time + mixture + sex)	34	-5968,52	4667,25	22,13	0,00
phi(~sex + time) f(~time) p(~time + mixture + sex)	42	-5977,52	4674,65	29,53	0,00
phi(~sex + time) f(~sex + time) p(~time + mixture)	42	-5971,77	4680,41	35,29	0,00
phi(~sex + time) f(~sex + time) p(~mixture)	33	-5941,21	4692,51	47,39	0,00
phi(~sex + time) f(~sex + time) p(~time)	40	-5837,04	4811,03	165,91	0,00
phi(~sex + time) f(~sex + time) p(~sex + time)	41	-5837,81	4812,32	167,20	0,00
phi(~sex + time) f(~sex + time) p(~sex)	32	-5787,62	4844,06	198,94	0,00

Note: phi est la probabilité de survie, f le taux de recrutement, et p la probabilité de capture; sex: un effet du sexe a été ajusté, time: le paramètre peut varier annuellement, mixture: l'hétérogénéité a été modélisée en permettant aux individus d'avoir une capturabilité élevée ou faible. (Num. par.: nombre de paramètres)

Table 2. Performance relative à l'aide du critère d'information d'Akaike (AICc) des modèles de capture-recapture utilisés pour estimer les paramètres démographiques de la population d'iguanes des Petites Antilles des îles de Petite Terre de 2015 à 2022.

model	num. par.	Deviance	AICc	δ AICc	AICc weight
phi(~sex + time + zone)f(~time * zone)p(~time + mixture)	43	12182,28	9663,75	0,00	1,00
phi(~sex + time + zone)f(~sex + time + zone)p(~time + mixture + sex)	35	12138,72	9691,09	27,34	0,00
phi(~sex + time + zone)f(~time + zone)p(~time + mixture)	33	12134,34	9691,43	27,68	0,00
phi(~sex + time + zone)f(~sex + time + zone)p(~time + mixture)	34	12135,73	9692,05	28,30	0,00
phi(~sex + time + zone)f(~sex + time + zone)p(~zone + mixture + sex + time)	37	12140,46	9693,40	29,65	0,00
phi(~sex + time + zone)f(~sex + time + zone)p(~time + mixture + zone)	36	12137,96	9693,88	30,12	0,00
phi(~time + zone)f(~time * zone)p(~time + mixture)	42	12149,75	9694,26	30,51	0,00
phi(~zone * time)f(~time * zone)p(~time + mixture)	52	12167,75	9696,59	32,84	0,00
phi(~sex + time + zone)f(~sex + time + zone)p(~zone + mixture + sex)	31	12107,32	9714,39	50,64	0,00
phi(~sex * time)f(~time * zone)p(~time + mixture)	46	12119,65	9732,48	68,73	0,00
phi(~sex + time)f(~time * zone)p(~time + mixture)	41	12106,01	9735,97	72,21	0,00
phi(~time)f(~time * zone)p(~time + mixture)	40	12078,60	9761,34	97,59	0,00
phi(~1)f(~time * zone)p(~time + mixture)	35	12024,50	9805,31	141,56	0,00
phi(~sex + time + zone)f(~time)p(~time + mixture)	31	11917,87	9903,84	240,09	0,00
phi(~sex + time + zone)f(~1)p(~time + mixture)	26	11906,43	9905,19	241,44	0,00
phi(~sex + time + zone)f(~sex + time)p(~time + mixture)	32	11918,22	9905,52	241,77	0,00

phi(~sex + time + zone)f(~sex * time)p(~time + mixture)	37	11927,95	9905,91	242,16	0,00
phi(~sex + time + zone)f(~sex + time + zone)p(~time + zone + sex)	35	11829,30	10000,51	336,76	0,00
phi(~sex + time + zone)f(~sex + time + zone)p(~sex + zone)	29	11782,30	10035,38	371,63	0,00
phi(~sex + time + zone)f(~sex + time + zone)p(~time)	32	11769,66	10054,07	390,32	0,00
<u>phi(~sex + time + zone)f(~sex + time + zone)p(~1)</u>	<u>26</u>	<u>11724,72</u>	<u>10086,90</u>	<u>423,15</u>	<u>0,00</u>

Note: phi est la probabilité de survie, f le taux de recrutement, et p la probabilité de capture; sex: le paramètre peut varier selon le sexe, time: le paramètre peut varier annuellement, zone: le paramètre peut varier selon la zone, mixture: l'hétérogénéité a été modélisée en permettant aux individus d'avoir une capturabilité élevée ou faible. (Num. par.: nombre de paramètres)

Table 3. Performance relative selon le critère d'information d'Akaike (AICc) des modèles de capture-recapture utilisés pour estimer les paramètres démographiques de la population d'iguanes des Petites Antilles de la plage de Batali en Dominique de 2007 à 2010.

Initial State	Survival	capture probability	Num. par.	Devian ce	AIC c	δAI Cc
t(1 5 9 13)*sex	sex	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13).from+t(5,9,13)	11	705,32	727,72	0,00
t(1 5 9 13)*sex	from(R)+from(NRin NRout)*sex	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13).from+t(5,9,13)	12	704,14	728,61	0,89
t(1 5 9 13)*sex	—	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13).from+t(5,9,13)	10	708,34	728,67	0,95
t(1 5 9 13)*sex	from(R, NRin NRout)+sex	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13).from+t(5,9,13)	12	704,69	729,16	1,44
t(1 5 9 13)*sex	from(R)+from(NRin NRout)	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13).from+t(5,9,13)	11	707,09	729,50	1,77
t(1 5 9 13)*sex	from(R, NRin NRout)*sex	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13).from+t(5,9,13)	13	703,40	729,96	2,24
t(1 5 9 13)*sex	from(R).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)+from(NRin NRout)*sex	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13).from+t(5,9,13)	13	703,76	730,32	2,60
t(1 5 9 13)*sex	from(R).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)+from(NRin NRout)	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13).from+t(5,9,13)	12	706,44	730,92	3,20
t(1 5 9 13)*sex	from(R).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex+from(NRin NRout)*sex	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13).from+t(5,9,13)	15	702,78	733,52	5,80
t(1 5 9 13)*sex	from(R, NRin NRout).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13).from+t(5,9,13)	15	702,80	733,53	5,81
t(1 5 9 13)*sex	from(R).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex+from(NRin NRout)	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13).from+t(5,9,13)	14	705,02	733,67	5,95
t(1 5 9 13)*sex	from(R, NRin NRout).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13)+t(5,9,13)	14	706,02	734,66	6,94
t(1 5 9 13)*sex	from(R, NRin NRout).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex	from(R).t(2, 5, 6, 9, 10, 13)+from(NRin).t(5,9,13)	17	701,00	735,94	8,22
t(1 5 9 13)*sex	from(R, NRin NRout).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex	from(R).t(2, 5, 6, 9, 10, 13)*sex+from(NRin).t(5,9,13)	23	698,39	746,11	18,3
t(1 5 9 13)*sex	from(R, NRin NRout).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex	from(R).t(2, 5, 6, 9, 10, 13)*sex+from(NRin).t(5,9,13)*sex	26	697,44	751,63	23,9

Note: from(State) indique l'état modélisé par l'expression suivante (R: Résidents, NRin: Non-résidents dans le site d'étude, NRout: Non-résidents hors du site d'étude). ".t." est la session sur laquelle s'applique un paramètre (1,5,9,13: période de nidification ; 2,6,10: périodes de non-nidification et 3,4,7,8,11,12: périodes ajoutées forcées à une probabilité de capture de 0) pour un état donné. Lorsque les périodes sont séparées par un "", le paramètre est autorisé à varier sur chaque période, lorsqu'elles sont séparées par un espace, le paramètre est forcé à la même valeur pour les périodes concernées.

*sex indique qu'un effet de sexe a été ajouté au paramètre considéré pour des états donnés sur des périodes données. Par exemple "from(NRin).t(5,9,13)*sex" sous probabilité de capture signifie que ce paramètre est modélisé pour les Non-résidents du site d'étude, varie indépendamment pour les périodes de nidification (donc annuellement), et diffère par sexe. (Num. par.: nombre de paramètres).

Table 4. Performance relative selon le critère d'information d'Akaike (AICc) des modèles de capture-recapture utilisés pour estimer les paramètres démographiques de la population d'iguanes des Petites Antilles de Champagne Bay en Dominique de 2007 à 2010.

IS	Survival	capture probability	Num. par.	Devian ce	AIC c	$\delta A I C c$
t(1 5 9 13)	—	from(R).t(2 6 10)+t(5 9 13)+t(5, 9, 13)	6	296,12	308,47	0,00
t(1 5 9 13)*sex	from(R)+from(NRin NRout)	from(R).t(2 6 10)+t(5 9 13)+t(5, 9, 13)	8	291,99	308,60	0,13
t(1 5 9 13)*sex	—	from(R).t(2 6 10)+t(5 9 13)+t(5, 9, 13)	7	294,24	308,71	0,23
t(1 5 9 13)	from(R)+from(NRin NRout)	from(R).t(2 6 10)+t(5 9 13)+t(5, 9, 13)	7	294,71	309,18	0,71
t(1 5 9 13)*sex	from(R).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)+from(NRin NRout)	from(R).t(2 6 10)+t(5 9 13)+t(5, 9, 13)	9	291,89	310,66	2,18
t(1 5 9 13)*sex	from(R).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)+from(NRin NRout)*sex	from(R).t(2 6 10)+t(5 9 13)+t(5, 9, 13)	10	291,89	312,83	4,36
t(1 5 9 13)*sex	from(R).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex+from(NRin NRout)	from(R).t(2 6 10)+t(5 9 13)+t(5, 9, 13)	11	291,82	314,94	6,47
t(1 5 9 13)*sex	from(R, NRin NRout).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex	from(R).t(2 6 10)+t(5 9 13)+t(5, 9, 13)	12	291,81	317,15	8,68
t(1 5 9 13)*sex	from(R).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex+from(NRin NRout)*sex	from(R).t(2 6 10)+t(5 9 13)+t(5, 9, 13)	12	291,81	317,15	8,68
t(1 5 9 13)*sex	from(R, NRin NRout).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13)+t(5,9,13)	14	290,30	320,12	11,6
t(1 5 9 13)*sex	from(R, NRin NRout).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13).from+t(5,9,13)	15	289,60	321,69	13,2
t(1 5 9 13)*sex	from(R, NRin NRout).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex	from(R).t(2, 5, 6, 9, 10, 13)+from(2).t(5,9,13)	17	288,33	325,02	16,5
t(1 5 9 13)*sex	from(R, NRin NRout).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex	from(R).t(2, 6, 10)+t(5 9 13)	12	299,73	325,07	16,5
t(1 5 9 13)*sex	from(R, NRin NRout).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex	from(R).t(2, 5, 6, 9, 10, 13)*sex+from(2).t(5,9,13)	23	280,00	330,97	22,5
t(1 5 9 13)*sex	from(R, NRin NRout).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12)*sex	from(R).t(2, 5, 6, 9, 10, 13)*sex+from(2).t(5,9,13)*sex	26	277,45	335,86	27,3

Note: from(State) indique l'état modélisé par l'expression qui suit (R: Résidents, NRin: Non-résidents dans le site d'étude, NRout: Non-résidents hors du site d'étude). ".t." est la session sur laquelle un paramètre s'applique (1,5,9,13: période de nidification ; 2,6,10: périodes de non -nidification et 3,4,7,8,11,12: périodes ajoutées forcées à une probabilité de capture de 0) pour un état donné. Lorsque les périodes sont séparées par un "", le paramètre est autorisé à varier sur chaque période, lorsqu'elles sont séparées par un espace, le paramètre est forcé à la même valeur pour les périodes concernées.

*sex indique qu'un effet de sexe a été ajouté au paramètre considéré pour des états donnés sur des périodes données. Par exemple "from(R).t(1 5 9, 2 3 4 6 7 8 10 11 12) " sous probabilité de survie signifie que ce paramètre est modélisé pour les résidents, qu'il varie entre les périodes de nidification et de non-nidification mais reste le même au sein des périodes de nidification et au sein des périodes de non-nidification, et qu'il n'y a pas d'effet de sexe. (Num. par.: nombre de paramètres).

Table 5. Performance relative à l'aide du critère d'information d'Akaike (AIC) des modèles dynamiques de N-mixture (Dail et Madsen 2011) utilisés pour estimer les paramètres démographiques de la population d'iguanes des Petites Antilles de Saint-Eustache de 2017 à 2022.

model	distributio n	K	AICc	δ AICc	AICc weight	Log likelihood	Hessian singular	
$p(\cdot) \omega(\cdot) \gamma(\cdot) \lambda(\cdot)$	ZIP	5	411,5	2	0,00	0,33	-199,39	No
$p(\text{year}) \omega(\cdot) \gamma(\cdot) \lambda(\cdot)$	P	6	411,6	9	0,17	0,30	-197,85	No
$p(\cdot) \omega(\cdot) \gamma(\cdot) \lambda(\cdot)$	P	4	413,3	4	1,83	0,13	-201,8	No
$p(\cdot) \omega(\cdot) \gamma(\cdot) \lambda(\text{elevation})$	P	5	414,4	1	2,90	0,08	-200,84	No
$p(\text{effort} + \text{year}) \omega(\cdot) \gamma(\cdot) \lambda(\cdot)$	P	7	415,1	7	3,65	0,05	-197,78	No
$p(\cdot) \omega(\cdot) \gamma(\text{year}) \lambda(\cdot)$	P	5	415,3	2	3,81	0,05	-201,30	No
$p(\cdot) \omega(\text{year}) \gamma(\cdot) \lambda(\cdot)$	P	5	415,5	2	4,01	0,04	-201,40	No
$p(\cdot) \omega(\cdot) \gamma(\text{elevation} + \text{year}) \lambda(\cdot)$	P	6	420,1	1	8,59	0,00	-202,05	Yes
$p(\cdot) \omega(\text{elevation} + \text{year}) \gamma(\cdot) \lambda(\cdot)$	P	6	420,9	9	9,47	0,00	-202,49	Yes
$p(\cdot) \omega(\cdot) \gamma(\cdot) \lambda(\text{habitat} + \text{elevation})$	P	12	434,6	3	23,12	0,00	-194,92	No
$p(\text{effort} + \text{habitat} + \text{year}) \omega(\cdot) \gamma(\cdot) \lambda(\cdot)$	P	14	439,5	4	28,03	0,00	-189,62	No
$p(\cdot) \omega(\cdot) \gamma(\text{elevation} + \text{habitat} + \text{year}) \lambda(\cdot)$	P	13	456,1	1	44,59	0,00	-202,05	Yes
$p(\cdot) \omega(\text{elevation} + \text{habitat} + \text{year}) \gamma(\cdot) \lambda(\cdot)$	P	13	456,9	9	45,47	0,00	-202,49	Yes

Note: p est la probabilité de détection, ω la probabilité de survie apparente, γ le taux de recrutement local; altitude: le paramètre pouvait varier le long du gradient d'altitude, année: le paramètre pouvait varier annuellement, effort: le paramètre pouvait varier avec l'effort de suivi, habitat: le paramètre pouvait varier entre les habitats.

Table 6. Performance relative à l'aide du critère d'information d'Akaike (AIC) des modèles dynamiques de N-mixture (Dail et Madsen 2011) utilisés pour estimer les paramètres démographiques de la population d'iguanes des Petites Antilles de Petite Terre de 2010 à 2021.

model	K	AICc	δ AICc	AICc weight	Log likelihood	Variability estimated
p(habitat) ω (year) γ (year + islet) λ (.)	20	7203.76	0.00	1	-3574.88	No
p(habitat) ω (islet) γ (year + islet) λ (.)	14	7399.50	195.74	0	-3682.57	No
p(habitat) ω (.) γ (year + islet) λ (.)	13	7409.85	206.09	0	-3689.21	No
p(habitat) ω (year) γ (year) λ (.)	19	7647.46	443.70	0	-3798.5	No
p(habitat) ω (year) γ (.) λ (.)	12	7874.65	670.89	0	-3923.03	No
p(year) ω (islet) γ (islet) λ (.)	14	9631.26	2427.50	0	-4798.45	Yes
p(year) ω (.) γ (.) λ (.)	12	9983.18	2779.42	0	-4977.29	Yes
p(habitat + year) ω (.) γ (.) λ (.)	13	9986.00	2782.25	0	-4977.29	Yes
p(habitat) ω (islet) γ (.) λ (.)	6	10205.88	3002.13	0	-5096.37	Yes
p(habitat) ω (.) γ (.) λ (.)	5	10651.88	3448.12	0	-5320.54	Yes
p(.) ω (.) γ (.) λ (.)	4	10654.26	3450.50	0	-5322.87	Yes

Note: p est la probabilité de détection, ω la probabilité de survie apparente, γ le taux de recrutement local ; année: le paramètre peut varier annuellement, habitat initial: le paramètre peut varier entre les habitats comme observé lors du premier relevé en 2010, Îlet: le paramètre peut varier par Îlet.

Table 7. Probabilités de survie des iguanes des Petites Antilles de Petite Terre par zone, par sexe et dans le temps telles qu'estimées par notre meilleur modèle de marquage-recapture (AICc le plus faible).

Zone A (Terre de Bas, Cocoteraie)

Females					Males			
interval	survival	se	Low CI	Up CI	Survival	se	Low CI	Up CI
2015–2016	0,51	0,03	0,45	0,58	0,60	0,03	0,53	0,66
2016–2017	0,65	0,03	0,58	0,72	0,73	0,03	0,67	0,79
2017–2018	0,75	0,04	0,67	0,81	0,81	0,03	0,74	0,86
2018–2019	0,74	0,04	0,65	0,82	0,81	0,03	0,73	0,86
2019–2020	0,77	0,03	0,71	0,83	0,83	0,03	0,77	0,87
2021–2022	0,45	0,04	0,37	0,54	0,54	0,04	0,46	0,63

Zone B (Terre de Bas, Centre)

Females					Males			
interval	Survival	se	Low CI	Up CI	Survival	se	Low CI	Up CI
2015–2016	0,49	0,03	0,43	0,56	0,58	0,03	0,51	0,64
2016–2017	0,63	0,03	0,57	0,70	0,71	0,03	0,65	0,77
2017–2018	0,73	0,04	0,66	0,79	0,80	0,03	0,73	0,85
2018–2019	0,73	0,04	0,64	0,80	0,79	0,04	0,71	0,85
2019–2020	0,76	0,03	0,69	0,81	0,82	0,03	0,76	0,86
2021–2022	0,43	0,04	0,35	0,52	0,52	0,04	0,44	0,60

Zone C (Terre de Haut)

Females					Males			
interval	Survival	se	Low CI	Up CI	Survival	se	Low CI	Up CI
2015–2016	0,70	0,03	0,63	0,75	0,77	0,03	0,71	0,81
2016–2017	0,80	0,03	0,75	0,85	0,85	0,02	0,81	0,89
2017–2018	0,87	0,02	0,81	0,90	0,90	0,02	0,86	0,93
2018–2019	0,86	0,03	0,80	0,91	0,90	0,02	0,85	0,93
2019–2020	0,88	0,02	0,84	0,91	0,91	0,02	0,88	0,94
2021–2022	0,64	0,04	0,56	0,72	0,72	0,04	0,64	0,79

Note : Low CI et up CI sont les limites inférieure et supérieure des intervalles de confiance, se : erreur standard.

Table 8. Taux de recrutement des iguanes des Petites Antilles de Petite Terre par zone et dans le temps telles qu'estimées par notre meilleur modèle de marquage-recapture (AICc le plus faible).

Zone A (Terre de Bas, Cocoteraie)

interval	estimate	se	lcl	ucl
2015-2016	0,08	0,07	0,01	0,34
2016-2017	0,27	0,08	0,14	0,45
2017-2018	0,50	0,10	0,31	0,69
2018-2019	0,21	0,07	0,11	0,37
2019-2020	0,39	0,05	0,29	0,49
2021-2022	0,31	0,07	0,20	0,46

Zone B (Terre de Bas, Centre)

interval	estimate	se	lcl	ucl
2015-2016	0,57	0,10	0,37	0,75
2016-2017	0,26	0,06	0,16	0,40
2017-2018	0,34	0,06	0,23	0,47
2018-2019	0,17	0,04	0,10	0,28
2019-2020	0,30	0,03	0,24	0,37
2021-2022	0,24	0,05	0,16	0,34

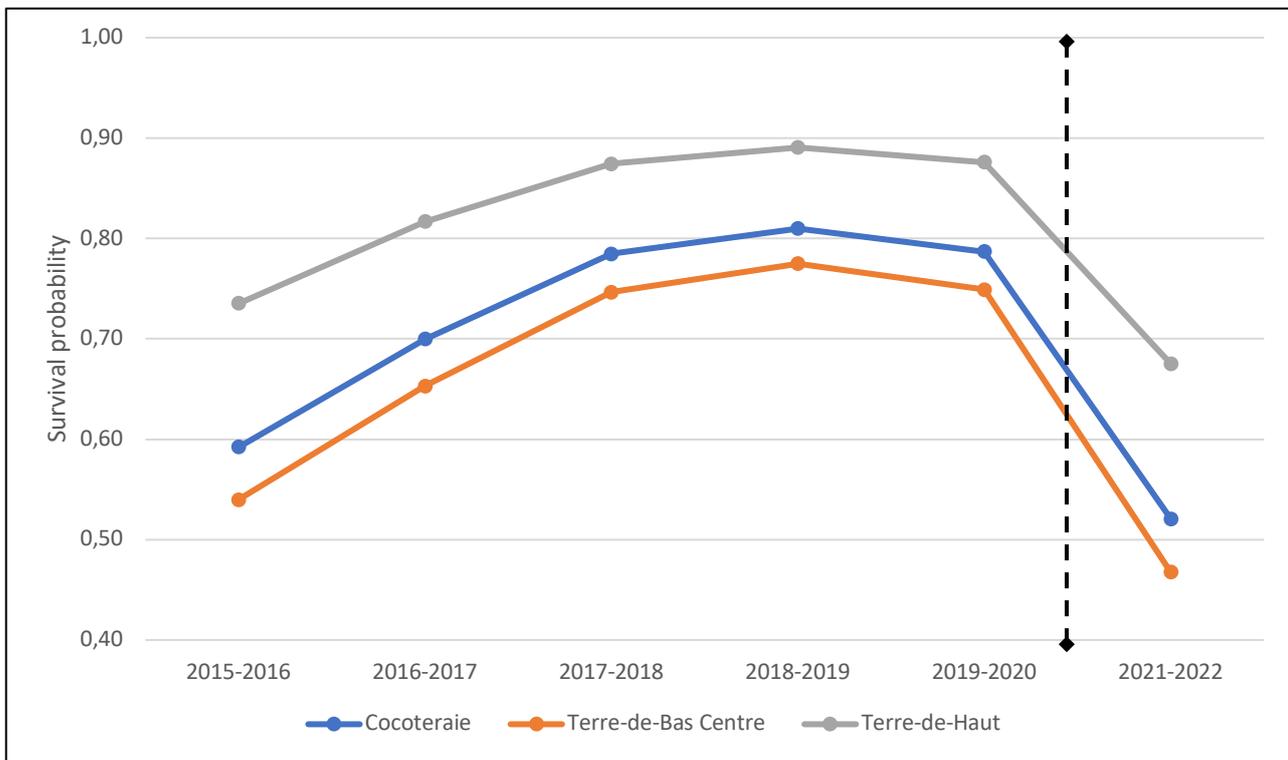
Zone C (Terre de Haut)

interval	estimate	se	lcl	ucl
2015-2016	0,00	0,00	0,00	0,00
2016-2017	0,00	0,00	0,00	0,00
2017-2018	0,13	0,05	0,06	0,27
2018-2019	0,02	0,04	0,00	0,56
2019-2020	0,10	0,03	0,06	0,16
2021-2022	0,00	0,00	0,00	1,00

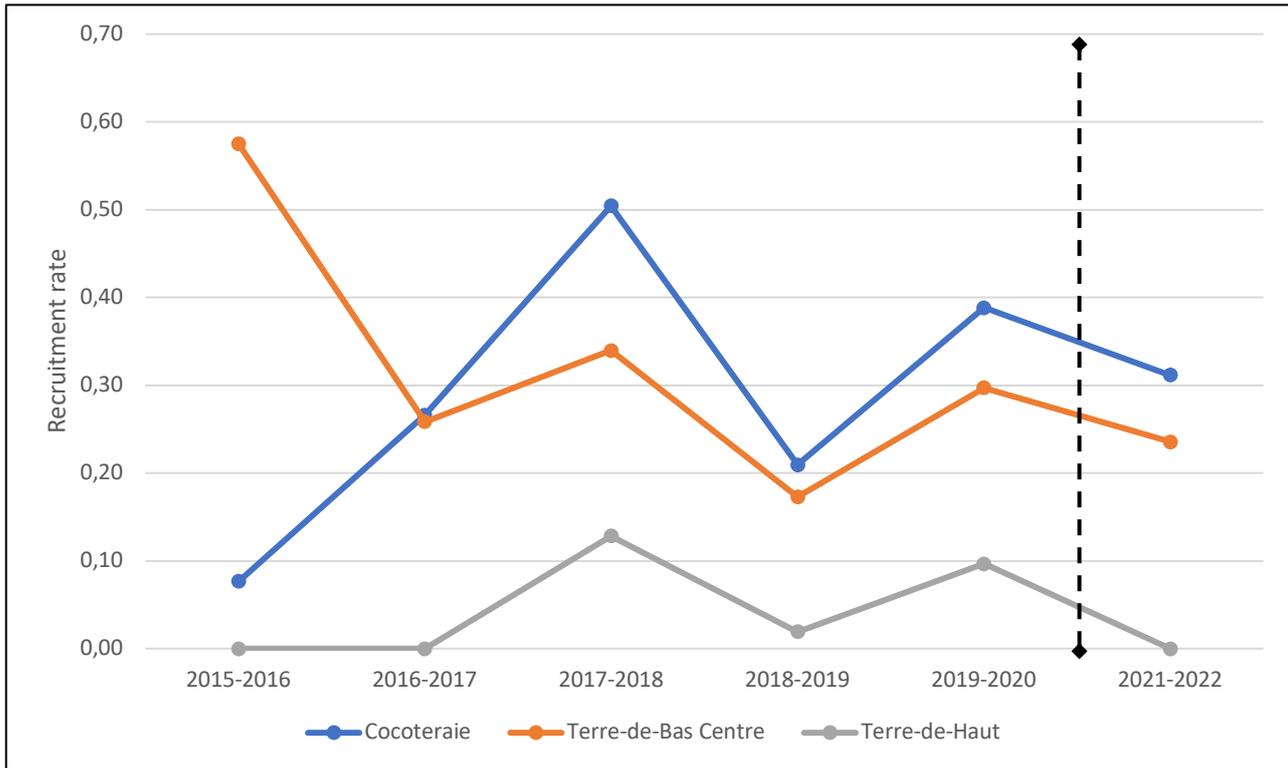
Table 9. Probabilité de survie et taux de recrutement et intervalle de confiance, estimés sans covariable, pour chaque site.

Island	method	model	survival (CI range)	recruitment (CI range)
Chancel	Mark-recapture	Phi(~1)f(~1)p(time+mixture)	0,85 (0,84 - 0,87)	0,09 (0,08 - 0,11)
Désirade	Mark-recapture	Phi(~1)f(~1)p(time+mixture+sex)	0,68 (0,66 - 0,70)	0,20 (0,18 - 0,22)
Petite Terre	Mark-recapture	Phi(~1)f(~1)p(time+mixture)	0,75 (0,73 - 0,76)	0,24 (0,22 - 0,25)
Petite Terre	Repeated count	p(habitat) $\omega(\cdot)$ $\gamma(\cdot)$ $\lambda(\text{islet})$	0,94 (0,92 - 0,95)	1,38* (1,04 - 1,81)
Dominica (Batali)	Mark-recapture	Phi(~1)p(state*time)	0,76 (0,62 - 0,85)	Not estimated
Dominica (Champagne Bay)	Mark-recapture	Phi(~1)p(state*time)	0,83 (0,73 - 0,90)	Not estimated
Statia	Repeated count	p(.) $\omega(\cdot)$ $\gamma(\cdot)$ $\lambda(\cdot)$	0,59 (0,06 - 0,97)	1,00* (0,08 - 11,87)

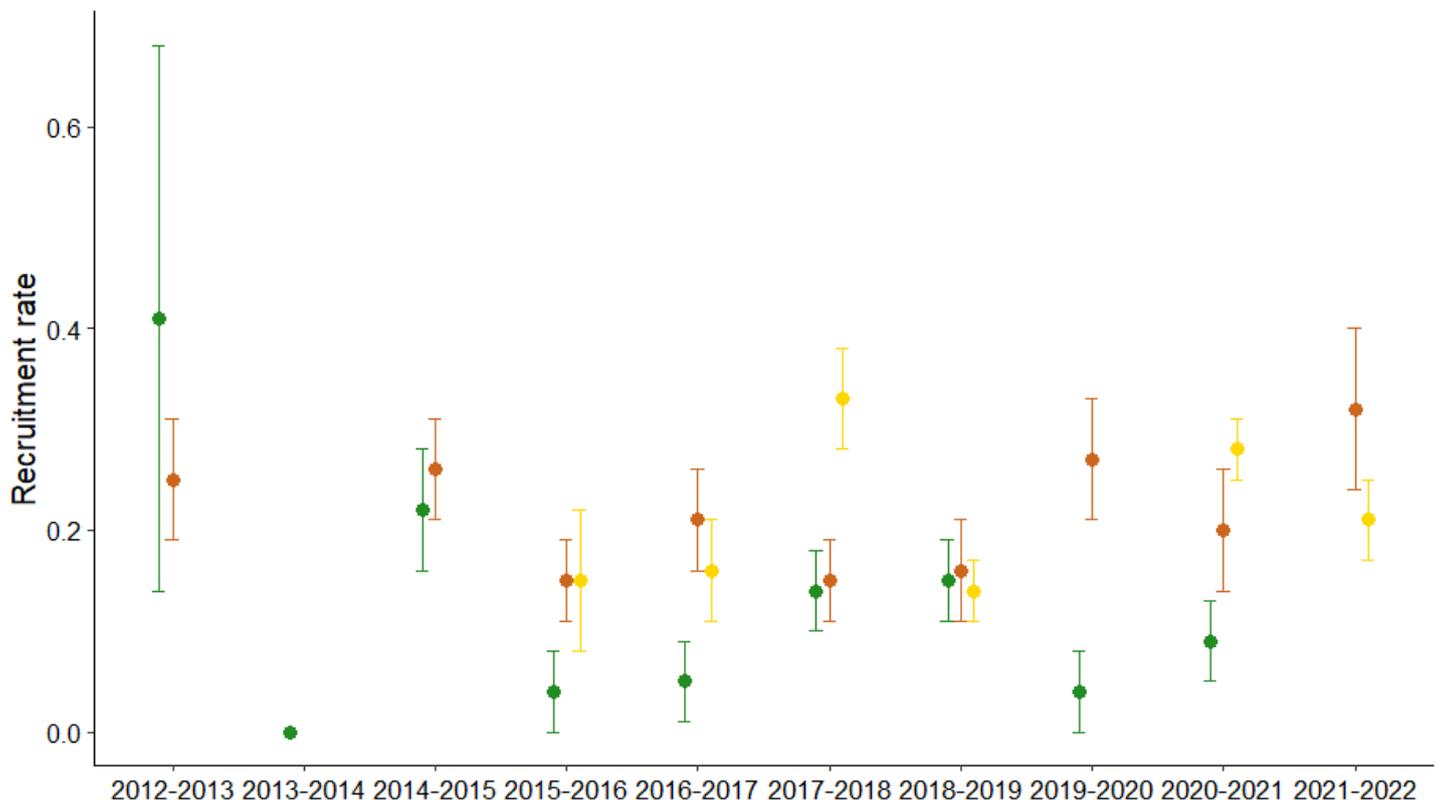
* Il s'agit du nombre d'individu recruté par transect par suivi,



Fig, A1, Probabilités de survie de la population d'iguanes des Petites Antilles de Petite Terre pour les zones Terre de Bas- cocoteraie, Terre de Bas-centre, et Terre de haut dans le temps, telles qu'estimées par notre meilleur modèle de capture-recapture (AICc le plus faible), A noter l'absence de capture en 2020 signalée par la ligne pointillée verticale.



Fig, A2, Taux de recrutement de la population d'iguanes des Petites Antilles de Petite Terre pour les zones Terre de Bas- cocoteraie, Terre de Bas-centre, et Terre de haut dans le temps, telles qu'estimées par notre meilleur modèle de capture-recapture (AICc le plus faible), A noter l'absence de capture en 2020 signalée par la ligne pointillée verticale.



Fig, A3, Taux de recrutement des populations d'iguanes des Petites Antilles de Chancel (vert), de la Désirade (orange) et de Petite Terre (toutes zones confondues ; jaune) sur leurs périodes d'étude respectives, Les suivis n'ont pas été réalisées en 2013 sur la Désirade, en 2020 sur Petite Terre et en 2022 sur Chancel,

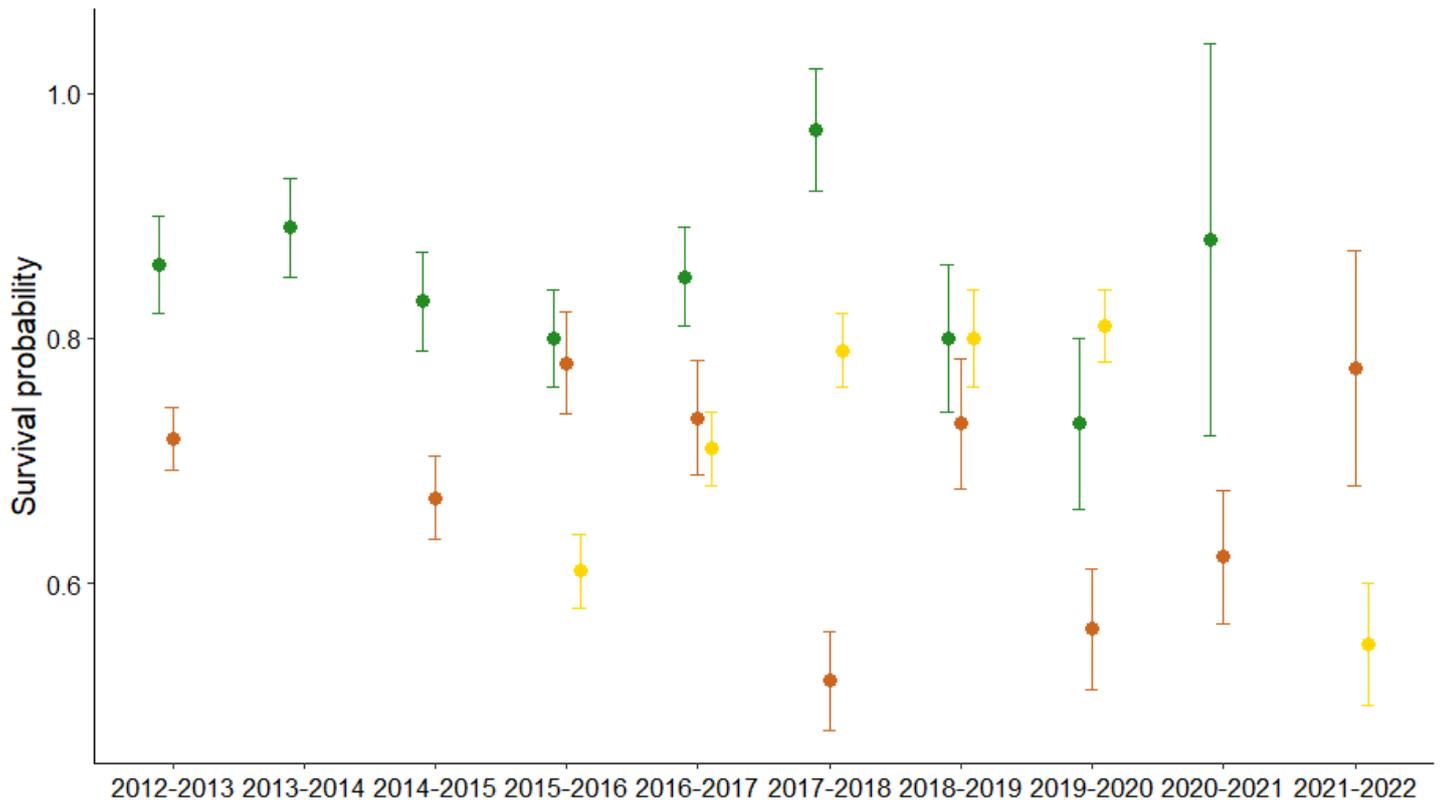
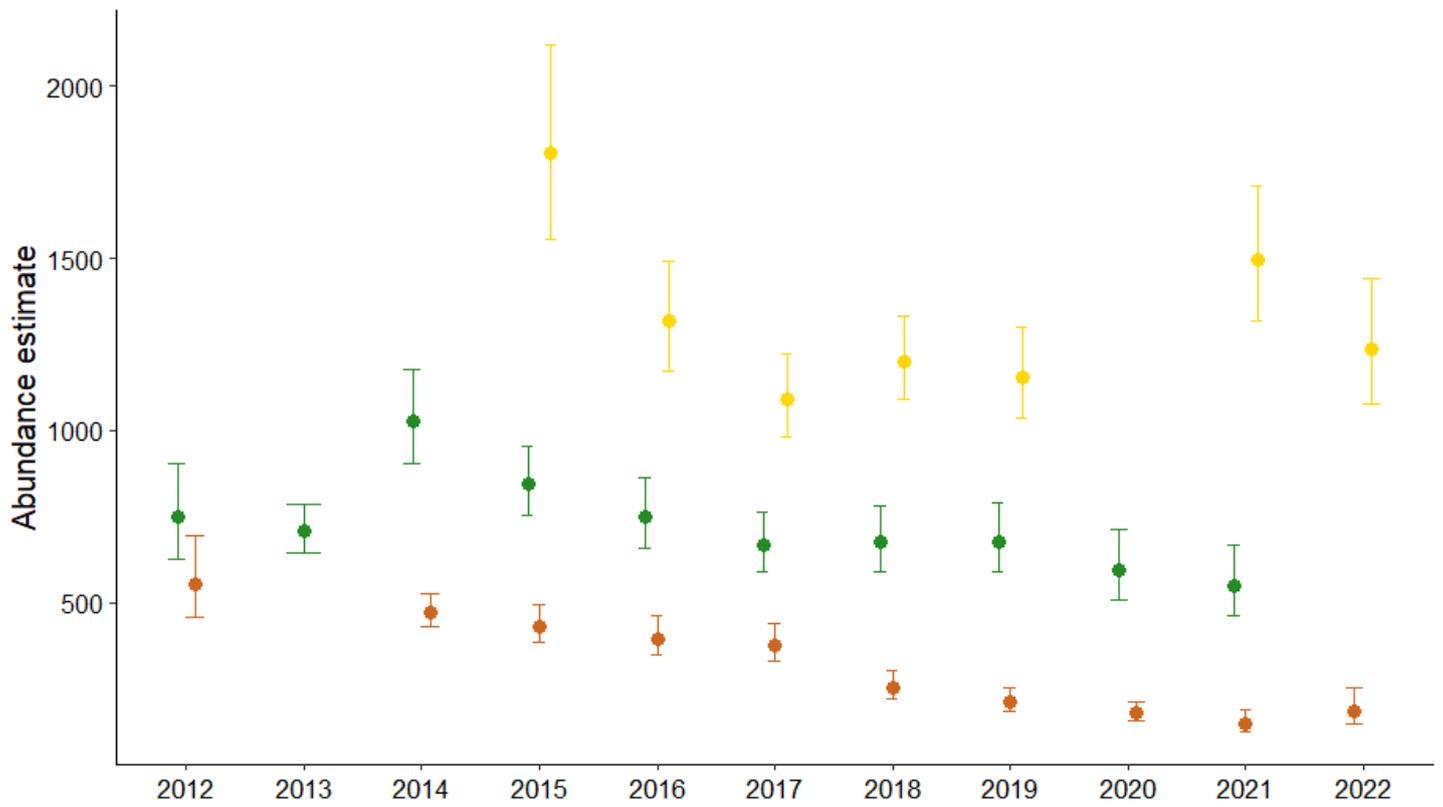


Fig. A4, Probabilités de survie des populations d'iguanes des Petites Antilles de Chancel (vert), de la Désirade (orange) et de Petite Terre (toutes zones confondues ; jaune) sur leurs périodes d'étude respectives, Les suivis n'ont pas été réalisés en 2013 sur la Désirade, en 2020 sur Petite Terre et en 2022 sur Chancel.



Fig, A5, Abondances estimées des populations d'iguanes des Petites Antilles de Chancel (vert), de la Désirade (orange) et de Petite Terre (toutes zones confondues ; jaune) sur leurs périodes d'étude respectives, Les suivis n'ont pas été réalisés en 2013 sur la Désirade, en 2020 sur Petite Terre et en 2022 sur Chancel.

Table S1, Résumé de l'effort de suivi par site en Dominique, en relation avec la phase du cycle de reproduction pour chaque année (P1 et P4 sont les périodes de trois mois pendant lesquelles aucun site n'a été suivi, les périodes de nidification et de non-nidification sont également des périodes de trois mois, la première pendant le pic de ponte, et la seconde pendant les trois mois suivants lorsque les juvéniles commencent à éclore),

Saison	Batali		Champagne Bay	
	# suivis (jours)	Etendue suivi (jours)	# suivis (jours)	Etendue suivi (jours)
Nidification 2007	8	15	3	5
Non-nidification 2007	5	11	3	11
P4 2007	0	0	0	0
P1 2008	0	0	0	0
Nidification 2008	16	42	8	53
Non-nidification 2008	5	10	1	1
P4 2008	0	0	0	0
P1 2009	0	0	0	0
Nidification 2009	23	81	4	59
Non-nidification 2009	5	21	2	64
P4 2009	0	0	0	0
P1 2010	0	0	0	0
Nidification 2010	26	69	11	65

Table S2, Résumé de l'effort d'enquête par transect en relation avec la phase de reproduction pour chaque année à St Eustache, La saison de reproduction (repro) s'étale de février à Avril, la ponte de juin à Septembre et plus de reproduction (non-repro) de Octobre à Janvier,

sites	2017 repro	2018 ponte	2018 non-repro	2019 repro	2022 ponte
1	6	1	1	1	3
2	6	1	1	1	3
3	6	0	1	0	3
4	6	2	1	1	3
5	6	2	0	1	3
6	6	2	0	0	3
7	6	1	1	1	3
8	6	2	0	0	3
9	6	1	1	1	3
10	6	1	1	0	3
11	6	1	1	0	3
12	6	2	1	0	3
13	6	1	1	0	3
14	6	1	1	0	3
15	6	2	1	0	3
16	6	2	0	0	3
17	6	0	1	0	3
18	6	1	1	0	3
19	6	1	1	0	3
20	6	1	3	1	3
21	5	1	3	1	3
22	6	1	2	1	3
23	6	2	1	0	3
24	6	2	2	1	3
25	5	4	2	0	3
26	6	2	2	0	3
27	6	3	2	1	3
28	6	1	0	0	3
29	6	3	1	0	0
30	6	1	1	0	3
31	2	2	1	0	3
32	1	0	0	0	3
33	1	1	0	1	3
34	3	3	0	0	3
35	2	1	0	1	3
36	1	1	1	0	0
37	1	2	0	0	0
38	1	2	0	0	0
39	1	2	0	0	0
40	0	1	0	0	0
41	0	1	0	0	0
42	0	2	1	0	0
43	0	2	0	0	0

44	0	2	0	0	0
45	0	1	0	0	0
46	0	0	1	0	0
47	0	1	0	0	0
48	0	1	0	0	0
49	0	1	0	0	0
50	0	0	1	1	0
51	0	0	0	1	0
53	0	0	0	1	0
54	0	0	0	1	0

Table S3. Détails des effectifs des différentes populations d'iguanes des Petites Antilles de Petite Terre par zone, par sexe et dans le temps telles qu'estimées par notre meilleur modèle de marquage-recapture (AICc le plus faible).

Zone A (Terre de Bas, Cocoteraie)

Year	Females				Males			
	Population size	se	Low CI	Up CI	Population size	se	Low CI	Up CI
2015	222	14	197	252	193	14	168	223
2016	148	10	131	169	145	10	128	166
2017	139	8	125	156	129	8	115	146
2018	164	8	149	181	153	8	138	170
2019	151	9	135	170	152	9	136	171
2021	196	13	174	224	200	13	178	228
2022	145	9	129	166	162	9	146	183

Zone B (Terre de Bas, Centre)

Year	Females				Males			
	Population size	se	Low CI	Up CI	Population size	se	Low CI	Up CI
2015	270	14	245	300	218	14	193	248
2016	260	10	243	281	193	10	176	214
2017	217	8	203	234	186	8	172	203
2018	224	8	209	241	220	8	205	237
2019	223	9	207	242	188	9	172	207
2021	276	13	254	304	216	13	194	244
2022	205	9	189	226	184	9	168	205

Zone C (Terre de Haut)

Year	Females				Males			
	Population size	se	Low CI	Up CI	Population size	se	Low CI	Up CI
2015	227	14	202	257	190	14	165	220
2016	179	10	162	200	126	10	109	147
2017	147	8	133	164	116	8	102	133
2018	153	8	138	170	126	8	111	143
2019	149	9	133	168	119	9	103	138
2021	177	13	155	205	146	13	124	174
2022	113	9	97	134	95	9	79	116